

UNIVERZITET U BEOGRADU  
FAKULTET ORGANIZACIONIH NAUKA

-Doktorska disertacija-

Marko D. Ćirović

**RAZVOJ MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA  
NACIONALNOM NIVOU INTEGRISANJEM METODA PROCENE  
RIZIKA**

Beograd, 2019.

UNIVERSITY OF BELGRADE  
FACULTY OF ORGANIZATIONAL SCIENCES

- Doctoral Dissertation -

Marko D. Ćirović

**DEVELOPMENT OF A NATIONAL LEVEL ENVIRONMENTAL  
MANAGEMENT MODEL BY INTEGRATING METHODS OF RISK  
ASSESSMENT**

Belgrade, 2019

MENTOR:

**Dr Nataša Petrović**, redovni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet organizacionih nauka

ČLANOVI KOMISIJE:

**dr Maja Levi-Jakšić**, redovni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet organizacionih nauka

**dr Mirko Vujošević**, redovni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet organizacionih nauka

**dr Dragana Makajić-Nikolić**, vanredni profesor

Univerzitet u Beogradu, Fakultet organizacionih nauka

**dr Dragan D. Milanović**, redovni profesor

Univerzitet u Beogradu, Mašinski Fakultet (spoljni član)

Datum odbrane \_\_\_\_\_ 2020. godine

*"Most people are other people. Their thoughts are someone else's opinions, their lives a mimicry, their passions a quotation."*

*Oscar Wilde*

# **RAZVOJ MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA**

## **Rezime:**

Predmet doktorske disertacije je razvoj modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, integrisanjem metoda za procenu rizika, čime bi se stvorila podrška u odlučivanju na nacionalnom nivou u kreiranju zakona, politika regulativa i nacionalnih strategija, ali i omogućilo unapređenje upravljanja ekološkim rizicima na nacionalnom nivou. Takođe model treba da omogući holistički pristup pri proceni ekoloških rizika, uzimajući u obzir, nekada zanemarivane faktore rizika kao što su percepcija ekoloških rizika od strane šire javnosti, kao i sklonost ka ekološkom riziku različitih činilaca društva, od pojedinaca, organizacija i drugih društvenih grupacija.

Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji integriše metode procene rizika (Model EUnNN-IMPR) predstavljen u ovoj disertaciji se zasniva na hibridnom pristupu odnosno na korišćenju kvalitativnih i kvantitativnih metoda procene rizika u rangiranju promenljivih ekoloških rizika i rizika po životnu sredinu, čime se daje podrška odlučivanju pri određivanju prioriteta ciljeva ekološkog upravljanja.

Cilj primene ovog modela je ukazivanje na kritične oblasti ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou te davanje pravaca za definisanje strateških prioriteta za rešavanje ekoloških problema i zaštitu životne sredine. Jedna od koristi korišćenja takvog modela se ogleda u rezultatima primene modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji se odnose na poboljšanje kvaliteta stanja životne sredine i zdravlja ljudi jedne zemlje, usled određivanja prioriteta pri ostvarivanju ciljeva ekološkog upravljanja zasnovanih na rangiranim ekološkim rizicima i rizicima po životnu sredinu uz uključivanje javnosti ne samo u proces percepcije i ocene rizika, već i u proces donošenja ekoloških odluka, čime se unapređuje podrška za

uspostavljanje transparentne i efektivne nacionalne politike i strategija zaštite životne sredine zemlje.

**Ključne reči:** ekološko upravljanje, ekološki menadžment, procena rizika, metode procene rizika, modeli upravljanja na nacionalnom nivou, upravljanje ekološkim rizikom.

**Uža naučna oblast:** Ekološki menadžment

**UDK broj:** 502

# **DEVELOPMENT OF A NATIONAL LEVEL ENVIRONMENTAL MANAGEMENT MODEL BY INTEGRATING METHODS OF RISK ASSESSMENT**

## **Abstract:**

The subject of the doctoral dissertation is the development of a model of environmental management at the national level by integrating risk assessment methods, which would support decision-making at the national level in the creation of laws, policies and national strategies, as well as improve the management of environmental risks at the national level. The model should also enable a holistic approach to the environmental risk assessment, taking into account sometimes previously neglected risk factors such as the perception of environmental risks by the general public, as well as the propensity for environmental risk of different participants of society, from individuals, organizations to other social groups.

The environmental management model at the national level that integrates risk assessment methods presented in this dissertation is based on a hybrid approach, that is, using qualitative and quantitative risk assessment methods in ranking variable environmental and ecological risks, thereby supporting decision-making in prioritizing environmental management objectives.

The purpose of the implementation of this model is to identify critical areas of environmental management at the national level and to provide directions for defining strategic priorities for solving environmental problems and environmental protection. One of the benefits of using such a model is reflected in the results of the implementation of environmental management model at a national level that relate to improving the quality of the environment and human health of a country, by setting priorities in achieving environmental management objectives based on ranked

environmental and ecological risks and by involving the public, not only in the process of risk perception and assessment, but also in the environmental decision-making process, thereby enhancing support for the establishment of a transparent and effective national policy and strategies for environmental protection of a country.

**Keywords:** environmental management, ecological management, risk assessment, risk assessment methods, management models at the national-level, environmental risk management.

**Academic Expertise:** Environmental management

**Major in:** Environmental management

**UDC:** 502



## Sadržaj

1. UVOD .....	19
1.1. Predmet i cilj istraživanja.....	23
1.2. Ciljevi istraživanja, naučno predviđanje ciljeva u funkciji naučnog saznanja	26
1.3. Polazne hipoteze.....	27
1.4. Naučne metode istraživanja.....	27
1.5. Naučni doprinos.....	28
1.6. Društveni doprinosi istraživanja.....	29
1.7. Način sprovođenja istraživanja .....	30
1.8. Objašnjenje sadržaja i strukture disertacije .....	31
2. PREGLED OBLASTI EKOLOŠKOG MENADŽMENTA I PROCENE RIZIKA.....	35
2.1. Ekološki menadžment i ciljevi ekološkog menadžmenta .....	36
2.2. Ekološki menadžment, odlučivanje i procena rizika .....	40
2.3. Ekološki menadžment i odlučivanje na nacionalnom nivou .....	50
2.4. Ekološko upravljanje i odlučivanje na nacionalnom nivou.....	52
2.4.1 Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou i uključivanje javnosti .....	54
2.4.2 Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou i privatni interes .....	55
2.4.3 Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou i naučna sfera .....	56
2.5. Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou – EPA .....	56
2.6. Procena rizika na nacionalnom nivou – EEA i EU.....	58
2.7. Ekološki menadžment i karakterizacija tipova odluka.....	63
2.8. Procena rizika .....	67
2.9. Percepcija rizika.....	71
3. MODEL EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA.....	78
3.1. Hijerarhija donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou .....	78
3.2. Konceptualni model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.....	82
3.2.1 Definisane nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine .....	84

3.2.2	Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine .....	85
3.2.3	Procena rizika po životnu sredinu .....	86
3.2.4	Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine .....	87
3.3.	Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	91
3.3.1	Definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	93
3.3.2	Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	94
3.3.3	Procena rizika po životnu sredinu u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	96
3.3.4	Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	98
3.4.	Metodologija ekološkog upravljanju na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika .....	100
3.4.1	Definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	102
3.4.2	Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	104
3.4.3	Procena rizika po životnu sredinu u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	109
3.4.3.1	Uloga percepcije rizika.....	118
3.4.3.2	Sklonost ka riziku i primena u kreiranom modelu .....	122
3.4.3.3	Integrisana procena rizika .....	126
3.4.4	Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou....	127
4.	IMPLEMENTACIJA MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA.....	135
4.1.	Cilj implementacije modela .....	135

4.2.	Postavljanje sistema ekološkog upravljanje na nacionalnom nivou .....	136
4.3.	Definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine.....	136
4.3.1	Hijerarhija i način donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou Evropske unije.....	136
4.3.2	Okupljanje članova nacionalnog entiteta .....	139
4.3.3	Definisanje ekoloških principa.....	140
4.4.	Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine .....	140
4.4.1	Definisanje i identifikacija problema, liste i inicijalni rang ekoloških problema.....	140
4.4.2	Faktor vremena .....	143
4.4.3	Odabir najvišeg problema u rangu .....	144
4.4.4	Definisanje kriterijuma/indikatora problema najvišeg u rangu.....	146
4.5.	Procena rizika po životnu sredinu.....	155
4.5.1	Integrirana procena rizika .....	155
4.5.2	Percepcija .....	155
4.5.3	Sklonost.....	157
4.5.4	Kvalitativno-kvantitativna procena rizika.....	162
4.5.5	Rezultati kvalitativno-kvantitativne procene rizika .....	175
4.5.6	Zaključak o integrisanju metoda procena rizika u model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	180
4.5.7	Rang nakon integrisane procene rizika .....	182
4.6.	Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine.....	185
4.7.	Definisanje nacionalnih ciljeva, politika i strategije zaštita životne sredine.....	185
4.8.	O rezultatima integrisane procene rizika .....	186
5.	ZAKLJUČAK.....	188
5.1.	Pregled istraživanja, naučni i stručni doprinosi, hipoteze .....	189
5.2.	Dalji pravci istraživanja .....	194
	LITERATURA.....	196

PRILOZI .....	225
Prilog 1 .....	214
1. EKOLOŠKI MENADŽMENT, METODOLOGIJE I METODE PROCENE RIZIKA.....	225
1.1. EPA ciljevi i metodologija procene rizika .....	225
1.1.1 O EPA ciljevima i načinu delovanja.....	226
1.1.2 EPA metodologija procene rizika .....	227
1.1.2.1 Planiranje .....	229
1.1.2.2 Formulacija problema.....	232
1.1.2.3 Analiza.....	236
1.1.2.4 Karakterizacija rizika .....	237
1.2. Metodologija procene rizika po životnu sredinu .....	239
1.3. Metodologija procene rizika ISO 31000 .....	240
Prilog 2.....	214
2. PREGLED METODA I TEHNIKA PROCENE RIZIKA I NJIHOVA PRIMENA U EKOLOŠKOM MENADŽMENTU .....	244
2.1. Primena metoda i tehnika procene rizika.....	244
2.2. Pregled primena metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu .....	248
2.2.1 Primena opštih metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu.....	248
2.2.2 Primena metoda i tehnika procene rizika orijentisanih na uzroke u ekološkom menadžmentu.....	260
2.2.3 Primena metoda i tehnika procene rizika orijentisanih na posledice rizika u ekološkom menadžmentu .....	279
2.2.4 Primena metoda i tehnika procene rizika orijentisanih na poređenje rizika u ekološkom menadžmentu .....	285
BIOGRAFIJA.....	302
SPISAK OBJAVLJENIH RADOVA .....	307
Izjava o autorstvu.....	317

Izjava o istovetnosti štampane i elektronske verzije doktorskog rada .....	318
Izjava o korišćenju .....	319

Indeks slika:

Slika 2.1. Tipična šema faza sprovođenja ekološkog menadžmenta .....	42
Slika 2.2. Glavni koraci donošenja odluka u procesu ekološkog menadžmenta .....	43
Slika 2.3. Menadžment .....	52
Slika 2.4. Ekološki menadžment.....	53
Slika 2.5. Šematski prikaz donošenja ekoloških odluka.....	56
Slika 2.6. Inputi za donosioce odluka na višim nivoima hijerarhije donošenja odluke	60
Slika 2.7. Potencijalni ulazi za procenu rizika na nacionalnom nivou.....	61
Slika 2.8. Kvantitativni, hibridni i kvalitativni pristup prema adaptirano prema .....	62
Slika 2.9. Uloga percepcije rizika u upravljanju rizikom .....	77
Slika 3.1. Hijerarhija donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou adaptirano prema Trimintzios i koautori (2013).....	79
Slika 3.2. Relacija nacionalnog tela za donošenje odluka na nacionalnom nivou i procene rizika adaptirano prema Trimintzios i koautori (2013).....	81
Slika 3.3. Konceptualni model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.....	82
Slika 3.4. Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine .....	90
Slika 3.5. Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou .....	92
Slika 3.6. Metodologija ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika .....	101
Slika 4.1. Hijerarhija u donošenju odluka u ekološkom upravljanju Evropske unije..	139
Slika 4.2. Hijerarhijska struktura dodeljivanja AHP težinskih vrednosti.....	149
Slika 4.3. Rang zemalja prema FMEA faktoru verovatnoće pojavljivanja otkaza .....	167
Slika 4.4. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata.....	169
Slika 4.5. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata.....	171
Slika 4.6. Rang zemalja prema FMEA faktoru mogućnosti detekcije.....	174
Slika 4.7. Fazi AHP FMEA rang rizika EU zemalja .....	176
Slika 4.8. Komparativni prikaz ranga rizika EU zemalja.....	184

Indeks slika koje se nalaze u prilogu:

Slika 1.1. Proces procene rizika po životnu sredinu po EPA metodologiji .....	228
Slika 1.2. Proces procene rizika po životnu sredinu .....	240
Slika 1.3. Proces upravljanja rizikom .....	241
Slika 2.1. IPCC organizaciona struktura radnih grupa.....	251
Slika 2.2. Osnovni dijagram leptir mašna metode.....	258
Slika 2.3. Dijagram leptir mašna metode sa barijerama i faktorima eskalacije.....	259
Slika 2.4. Dijagram stabla u metodi primarnih uzroka.....	264
Slika 2.5. Dijagram metode primarnih uzroka na drugom nivou dekompozicije .....	265
Slika 2.6. Finalni oblik dijagram metode primarnih uzroka.....	266
Slika 2.7. Dijagram stabla neispravnosti – koherentno stablo .....	272
Slika 2.8. Dijagram analize slojeva zaštite sa pripadajućim verovatnoćama ishoda ...	277
Slika 2.9. Predstavljanje ozbiljnosti efekata i verovatnoća/učestalosti u ASZ.....	278
Slika 2.10. Analiza stabla događaja – vrste događaja u stablu.....	282
Slika 2.11. Dijagram stabla događaja sa pripadajućim verovatnoćama ishoda .....	284
Slika 2.12. Prikaz domena fazi broja .....	301

Indeks tabela:

Tabela 3-1. Skala komparativne značajnosti.....	106
Tabela 3-2. Skala ocene percepcije javnosti.....	120
Tabela 3-3. Ocena ranga sklonosti ka riziku na osnovu usvojene nacionalne ekološke vrednosti .....	124
Tabela 3-4 Ocena ranga sklonosti ka riziku na osnovu postojeće nacionalne i internacionalne regulative .....	124
Tabela 4-1. Trouglasta fazi skala konverzije.....	149
Tabela 4-2. Odgovori na upitnik Centra za ekološki menadžment i održivi razvoj .....	151
Tabela 4-3. Fazi AHP matrica za četiri faktora .....	152
Tabela 4-4. Izračunate Fazi AHP težine faktora.....	153
Tabela 4-5. Vrednost indeksa slučajnosti.....	154
Tabela 4-6. Skala za ocenu percepcije .....	156
Tabela 4-7. Ocena percepcije.....	156
Tabela 4-8. Koeficijent sklonosti ka riziku.....	159
Tabela 4-9. Skala za ocenu sklonosti ka riziku .....	161
Tabela 4-10. Ocenu sklonosti ka riziku .....	161
Tabela 4-11. Skala za FMEA faktor verovatnoće pojavljivanja otkaza.....	165
Tabela 4-12. Rang zemalja prema FMEA faktoru verovatnoće pojavljivanja otkaza ..	166
Tabela 4-13. Skala za ocenu FMEA faktora ozbiljnosti efekata.....	168
Tabela 4-14. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata.....	169
Tabela 4-15. Skala za formiranje ocene za FMEA faktor ozbiljnosti efekta .....	170
Tabela 4-16. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata.....	171
Tabela 4-17. Skala za formiranje ocene za FMEA faktor detekcije.....	173
Tabela 4-18. Rang zemalja prema FMEA faktoru mogućnosti detekcije.....	174
Tabela 4-19. Rezultati Fazi AHP FMEA procene rizika .....	175
Tabela 4-20. Rezultati procene rizika zemalja Evropske unije baziran isključivo na FMEA metodi.....	179
Tabela 4-21. Rezultati integrisane procene rizika zemalja Evropske unije.....	183



Indeks tabela koje se nalaze u prilogu:

Tabela 2-1. Mogućnosti primene metoda i tehnika standarda ISO 31010 u različitim fazama procene rizika .....	245
Tabela 2-2: Obeležavanje događaja u stablu ASN .....	270
Tabela 2-3: Obeležavanje logičkih kola u stablu ASN .....	270
Tabela 2-4. Primeri vodećih reči prilikom primene HAZOP-a .....	292
Tabela 2-5. FMEA skala ocene pojavljivanja neželjenog događaja .....	297
Tabela 2-6. FMEA skala ocene ozbiljnosti neželjenog događaja.....	297
Tabela 2-7. FMEA skala ocene mogućnosti detekcije efekata rizika.....	298

Indeks akronima:

Akronim	Naziv	Engleski naziv
AHP	Analitički hijerarhijski proces	<i>Analytic hierarchy process</i>
ASD	Analiza stabla događaja	<i>Event tree analysis - ETA</i>
ASN	Analiza stabla neispravnosti	<i>fault tree analysis - FTA</i>
ASO	<i>Analiza stabla odlučivanja</i>	<i>Decision Tree Analysis - DTA</i>
AZŽS	Agencije za zaštitu životne sredine Srbije	
EC	Potrošnja energije	<i>Energy consumption</i>
EEA	Evropske agencije za zaštitu životne sredine	<i>European Environment Agency</i>
EPA	Agencije za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
EU	Evropska unija	<i>European Union</i>
FAHP	Fazi analitički hijerarhijski proces	<i>Fuzzy analytic hierarchy process</i>
FMEA	Analize načina i efekata otkaza	<i>Failure Mode &amp; Effect Analysis</i>
GHG	Gasovi staklene bašte	<i>Green house gas</i>
HAZAN	Analiza hazarda	<i>Hazard Analysis</i>
HAZOP	Analiza hazarda i operabilnosti	<i>Hazard and operability study - HAZOP</i>
IPCC	Međuvladinim panelom o klimatskim promenama	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
LOPA	Analiza slojeva zaštite (ASZ), ili analiza barijera	<i>Layers of protection analysis</i>
Model EU <sub>n</sub> NN-IMPR	Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika	
NASA	Nacionalne aeronautičke i svemirske administracije Sjedinjenih Američkih Država	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NRC	Nacionalnog Istraživačkog Saveta, Sjedinjenih Američkih Država	<i>U.S. National Research Council</i>
PAH	Preliminarna analiza hazarda	<i>Preliminary Hazard Analysis PHA</i>
RCA	Metoda primarnih uzroka	<i>root cause analysis</i>
RES	Obnovljivi izvori energije -OIE	<i>Renewable energy sources</i>
RPN	Broj prioriteta rizika	<i>Risk Priority Number</i>
SAD	Sjedinjene Američke Države	<i>United States of America</i>
UNEP	Programa Ujedinjenih nacija za životnu sredinu	<i>United Nations Environment programme</i>
WCED	Svetske komisije za životnu sredinu i razvoj	<i>World Commission on Environment and Development</i>
WHO	Svetske zdravstvene organizacije	<i>World Health Organization</i>
WMO	Svetske meteorološke organizacije	<i>World Meteorological Organization</i>

## 1. UVOD

Predmet doktorske disertacije je razvoj modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, integrisanjem metoda za procenu rizika, čime bi se stvorila podrška u odlučivanju na nacionalnom nivou u kreiranju zakona, politika, regulativa i nacionalnih strategija, ali i omogućilo unapređenje upravljanja ekološkim rizicima na nacionalnom nivou. Takođe, model treba da pruži holistički pristup pri proceni ekoloških rizika, uzimajući u obzir nekada zanemarinane faktore rizika, kao što su percepcija ekoloških rizika od strane šire javnosti, kao i sklonost ka ekološkom riziku različitih činioca društva, od pojedinaca, organizacija i drugih društvenih grupacija.

Pre nego što holistički tj. sveobuhvatni model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, a zatim i metodologija koja je proistekla iz navedenog modela, budu predstavljeni u disertaciji, biće prikazan pregled i evaluacija primene postojećih metodologija i metoda za procenu rizika u okviru multidisciplinarne i interdisciplinarne teorije i prakse ekološkog menadžmenta. Model i prateća metodologija koji su za potrebe ove disertacije kreirani i predstavljeni, poseduju nekoliko karakteristika koje se ne nalaze nužno u postojećim modelima i metodologijama koje će biti predstavljene u pregledu literature.

Prvo, dobijeni model se odnosi i na procenu ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu. Procena ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu podrazumeva proces evaluacije verovatnoće pojavljivanja jednog ili više faktora iz skupa faktora koji imaju potencijalno neželjeni efekat po zdravlje ljudi ili ekosistem i životnu sredinu (njene delove ili celinu), a koji predstavlja rezultat funkcionisanja ili rada jednog ili više entiteta (Critto & Suter, 2009). Postojeći modeli i metodologije koji su predstavljeni u pregledu literature oblasti ekološkog menadžmenta se najčešće odnose ili isključivo na procenu ekološkog rizika ili isključivo na procenu rizika po životnu sredinu. Jasna distinkcija će kasnije u disertaciji biti detaljno objašnjena.

Drugo, postojeći modeli i metodologije nisu nužno univerzalno primenljivi na sve oblike nacionalnih društvenih uređenja, dok su model i metodologija koji su predstavljeni u ovoj disertaciji primenljivi i na nacionalnim sistemima koji nemaju jasno definisanu hijerarhiju donošenja ekoloških odluka, jer su prvi koraci modela rezervisani za kreiranje jasne hijerarhije u lancu donošenja takvih odluka.

Treće, postojeći modeli i metodologije najčešće primenjuju nekada isključivo kvantitativne ili kvalitativne procene rizika, dok model koji je ovde predstavljen koristi hibridni pristup, odnosno koristi kvalitativno-kvantitativnu procenu ekološkog rizika.

Dodatno, upravljanje ekološkim rizikom zahteva preciznu procenu hazarda i rizika. Značaj procene rizika dodatno se nameće imajući u vidu događaje kojima je čovečanstvo svedočilo, a koji se odnose na ekološke katastrofe koje su zadesile Seveso, Ostrvo tri milje, Bopal, Černobilj i Fukušimu. Ovde treba pomenuti i prirodne katastrofe poput zemljotresa, cunamija i poplava koje postaju sve učestalija pojava, a koje su dugo godina bile zanemarivane kao faktori rizika (Barrow, 2014).

Asante-Duah (1998) navodi da procena rizika u ekološkom menadžmentu obuhvata strukturiranje naučnih podataka u cilju identifikacije hazardnih ekoloških situacija i problema, radi mogućnosti predviđanja potencijalnih ekoloških problema, te ustanovljavanja prioriteta koji bi služili kao baza za regulatornu kontrolu i korektivne akcije. Zaključuje se da rešavanje problema životne sredine zahteva konzistentan, efektivan i efikasan model, kakav daje integrisanje metoda i tehnika procena rizika u funkciju upravljanja, na nacionalnom nivou.

U disertaciji je analizirana postojeća primena metodologija procene rizika, sa posebnim osvrtom na primenu metodologije razvijene od strane Agencije za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država (SAD) (engl. Environmental Protection

Agency) EPA metodologiju (US EPA, 1998; US EPA, 2001) u proceni faktora rizika u postizanju ciljeva i zadovoljavanju zahteva ekološkog menadžmenta. Takođe, u disertaciji se daje i pregled primena metoda procene rizika u ekološkom menadžmentu. Metode čije će se primene analizirati su obuhvaćene standardom metoda upravljanja i procene rizika ISO 31010 Upravljanje rizikom - Principi i smernice (engl. *Risk management–Principles and guidelines*) (ISO, 2009b).

Nakon pregleda postojećeg stanja i primene navedenih metodologija i metoda procene rizika, cilj disertacije je da obezbedi osnovu za dalje utvrđivanje postojanja mogućnosti poboljšanja načina primene procene rizika u ekološkom menadžmentu. Ovim će se omogućiti davanje predloga za rešavanje globalne potrebe za proaktivnom zaštitom životne sredine i smanjenjem negativnih uticaja na životnu sredinu kroz minimizaciju ekoloških rizika i rizika po životnu sredinu. Posledično, kao rezultat će se definisati i jasni pravci za buduće efikasnije donošenje strateških odluka vezanih za postizanje i ostvarenje ekoloških ciljeva, uz jasno određene i definisane ekološke kriterijume izmerene ekološkim indikatorima koji će se koristiti u kreiranom modelu.

Ovime se očekuje da pored navedenog modela za ekološko upravljanje na nacionalnom nivou, disertacija da doprinos u detaljnom pregledu stanja u oblasti predmeta njegovog istraživanja, odnosno naučnoj sistematizaciji znanja o metodologijama i metodama i tehnikama procene rizika i njihovoj primeni u ekološkom menadžmentu. Ovo podrazumeva i sistematizaciju postojeće literature koja se odnosi na definisanje kako ekološkog menadžmenta, tako i njegovih ciljeva i kriterijuma, te postojećih ekoloških indikatora.

Formulacija rešenja ovde navedenih problema se zasniva na razvoju konceptualnog modela, zatim verbalnog, grafičkog i matematičkog modela za unapređenje procene rizika u ekološkom menadžmentu, kao i metodologije ekološkog upravljanja na

nacionalnom nivou, čiji će se rezultati testirati kroz njihovu implementaciju iznetu u trećem i četvrtom poglavlju ove disertacije.

## 1.1. Predmet i cilj istraživanja

U ovom poglavlju biće objašnjeni istraživanje, predmet i ciljevi koji su služili kao osnova doktorske disertacije, hipoteze istraživanja, naučnoistraživačke metode koje su korišćene prilikom izrade disertacije kao i struktura, sadržaj i koraci izrade ove doktorske disertacije.

Samu naučnu zamisao i cilj disertacije predstavlja pronalaženje mogućnosti poboljšanja primene metodologije i metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu putem razvoja modela ekološkog upravljanja integrisanjem metoda procene rizika na nacionalnom nivou.

### Prikaz predmeta istraživanja i hipotetičkih stavova o problemu koji se istražuje

Evidentno je da su problemi koji se odnose na narušavanje stanja kvaliteta životne sredine odnosno ekološki problemi (globalno zagrevanje, pogoršavanje uslova života ljudi, oštećenje ozonskog omotača, porast količine čvrstog otpada, nuklearno zagađenje, destrukcija šuma, izumiranje biljnih i životinjskih vrsta itd.) dostigli svoju kritičnu tačku u 21. veku nastavljajući sa daljim rastom (Bonnett, 2007). Kao rezultat javlja se i sve prisutnija svesnost međunarodne zajednice da narušavanja životne sredine postaju sve destruktivnija jer utiču na veću koncentraciju populacije ljudi, a da paralelno porast svetske populacije dovodi i do porasta neefikasne potrošnje prirodnih resursa (Symth, 2004).

Jačanje javne ekološke svesti i brige vezane za životnu sredinu doveli su i do saznanja da se ekološka problematika mora rešavati kako na globalnom, tako i na nacionalnom nivou, te da moraju da se sprovode aktivnosti i akcije kojima se utiče na vlade zemalja da donose ekološke zakone, politike i standarde. Pri ovome se posebno ističe važnost prevencije nastajanja mogućih negativnih uticaja na životnu sredinu i njenih oštećenja (Bary, 2007). Ovo implicira primenu procene rizika, imajući u vidu da se primenom

metoda procene rizika identifikuju hazardne ekološke situacije i problemi, čime se omogućava predviđanje potencijalnih ekoloških problema, te ustanovljavanje prioriteta koji bi služili kao baza za donošenje odluka, regulatornu kontrolu i korektivne akcije (Asante-Duah, 1998; Linkov & Ramadan, 2004; Morrone, 2006), odnosno i kao osnova za celokupan proces ekološkog upravljanja. Dalje, pojedini autori kao Honkasalo (1999) predlažu da se na nacionalnom nivou uspostave i ekološki menadžment sistemi.

Imajući u vidu sve ovo, *predmet disertacije* se odnosi na analizu postojećih pristupa i metodologija ekološkog upravljanja, kao i primenu metoda procene rizika u ekološkom upravljanju, sa *ciljem* omogućavanja razvoja novog modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika.

Radi ovoga definisane su i bliže određene ključne kategorije i područja kao predmeti istraživanja disertacije, odnosno:

- kvalitativne i kvantitativne metode procene ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu i njihova primena u ekološkom upravljanju;
- kriterijumi, ograničenja, ciljevi i zadaci ekološkog upravljanja zasnovani na indikatorima zaštite životne sredine.

Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji uključuje metode procene rizika je dinamički i integrisan, i zasniva se na hibridnom pristupu pri korišćenju kvalitativnih i kvantitativnih metoda procene rizika u rangiranju promenljivih ekoloških rizika i rizika po životnu sredinu, čime se daje podrška odlučivanju pri određivanju prioriteta ciljeva ekološkog upravljanja i rešavanja ekoloških problema.

Predmet istraživanja se u širem smislu odnosi na procenu rizika u ekološkom menadžmentu, a u užem smislu na analizu primena metodologija i metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu, te mogućnosti poboljšanja procene rizika



u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika uz ukazivanje na ključne kategorije i područja istraživane oblasti koje obuhvataju definisanje i bliže određenje:

- ekološkog rizika,
- rizika po životnu sredinu,
- hazarda,
- procene rizika,
- metodologija procene rizika,
- metoda i tehnika procene rizika,
- upravljanja procenom rizika,
- ciljeva ekološkog menadžmenta,
- kriterijuma ostvarenja ciljeva ekološkog menadžmenta odnosno ekoloških kriterijuma,
- ekoloških indikatora,
- primene metodologija i metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu.

Predmet istraživanja se razrađuje po sledećem:

- procene rizika u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou,
- oblast procene rizika u ekološkom menadžmentu,
- metodologije procene rizika i njihova primena u ekološkom menadžmentu,
- metode i tehnike procene rizika i njihova primena u ekološkom menadžmentu.

Centralni problem koji će se razmatrati u doktorskoj disertaciji je mogućnost razvoja modela procene rizika u ekološkom menadžmentu u cilju dostizanja ciljeva ekološkog menadžmenta merenih na osnovu postavljenih ekoloških kriterijuma. Model se zasniva ne samo na poboljšanju primene postojećih metodologija i metoda i tehnika za procenu rizika, već i na razvoju njihove uloge i mesta u procesu ekološkog menadžmenta. Ovo unapređenje će se sprovesti adekvatnim i poboljšanim odabirom i

primenom metoda i tehnika iz četiri kategorije metoda procene rizika: opšte metode procene rizika, metode procene rizika orijentisane na uzroke, metode procene rizika orijentisane na posledice i metode procene rizika orijentisane na poređenje rizika. Uvođenje novih koraka u proces ekološkog menadžmenta koji se odnose na procenu rizika omogućiće ne samo bolje merenje, već i efikasnije dostizanje i ostvarenje postavljenih ciljeva te dobijanje tačnih i pravovremenih informacija neophodnih za funkcionisanje celokupnog procesa ekološkog menadžmenta.

## **1.2. Ciljevi istraživanja, naučno predviđanje ciljeva u funkciji naučnog saznanja**

*Naučni cilj istraživanja* se odnosi na stvaranje metodološkog pristupa putem kreiranja modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem kvalitativnih i kvantitativnih metoda rizika, kao i na naučno određenje i definisanje predloženog modela uz njegov verbalni, grafički i matematički opis.

*Opšti cilj istraživanja* je da se primenom ovog modela ukaže na kritične oblasti ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou te da se daju pravci za definisanje strateških prioriteta za rešavanje ekoloških problema i zaštitu životne sredine.

*Društveni cilj istraživanja* se ogleda u rezultatima primene modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji se odnose na poboljšanje kvaliteta stanja životne sredine i zdravlja ljudi jedne zemlje, usled određivanja prioriteta pri ostvarivanju ciljeva ekološkog upravljanja zasnovanih na rangiranim ekološkim rizicima i rizicima po životnu sredinu uz uključivanje javnosti ne samo u proces percepcije i ocene rizika, već i u proces donošenja ekoloških odluka, čime se unapređuje podrška za uspostavljanje transparentne i efektivne nacionalne politike i strategija zaštite životne sredine.

### **1.3. Polazne hipoteze**

U skladu sa definisanim predmetom i ciljem istraživanja određene su hipoteze doktorske disertacije.

H0. Moguće je uspostaviti model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji integriše metode procene rizika.

Opšta hipoteza je razrađena kroz sledeće posebne hipoteze:

H1. Predloženi model ekološkog upravljanja, kao podrška odlučivanju, doprinosi unapređenju ekološkog upravljanja jedne zemlje.

H2. Integrisanjem metoda procene rizika u model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, obezbeđuje se kvalitativna i kvantitativna podrška odlučivanju.

H3. Model ekološkog upravljanja koji integriše metode procene rizika doprinosi definisanju strateških prioriteta za rešavanje ekoloških problema i zaštitu životne sredine na nacionalnom nivou.

H4. Primenom modela ekološkog upravljanja doprinosi se unapređenju podrške za uspostavljanje transparentne i efektivne nacionalne politike i strategija zaštite životne sredine.

### **1.4. Naučne metode istraživanja**

Osnovne metode istraživanja koje su korišćene prilikom izrade doktorske disertacije se odnose na prikupljanje i analizu naučnih rezultata i njihovu sistematizaciju, kako bi se ukazalo na potrebu za razvojem modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, integrisanjem metoda procene rizika i primene hibridnog pristupa. U analizi percepcije rizika i primene predloženog modela ekološkog upravljanja u uspostavljanju transparentne politike i strategija zaštite životne sredine, korišćena je fazi AHP metoda sa ciljem dobijanja rezultata stavova tj. ocena pojedinačnih faktora rizika, i radi dobijanja težinskih koeficijenata, kao ulaznih podataka za procenu rizika

za donošenje odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou. U zavisnosti od vrste rizika, za njihovu procenu prikazano je korišćenje različitih kvalitativnih i kvantitativnih metoda procene rizika, a u prikazu primene samog modela, korišćena je metoda analize načina i efekata otkaza (FMEA) kao metoda orijentisana na poređenje rizika. Verifikacija i testiranje predloženog modela ekološkog upravljanja izvršeni su na osnovu prikupljenih podataka iz dostupne naučne i stručne literature, kao i zvaničnih statističkih izvora.

### **1.5. Naučni doprinos**

Doprinos disertacije se ogleda u:

- Sistematizaciji znanja o:
  - Kvalitativnim i kvantitativnim metodama procene rizika i mogućnostima njihovog integrisanja u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou.
  - Percepciji i identifikaciji ekoloških rizika i rizika po životnu sredinu.
  - Uticaju rangiranih ekoloških ciljeva i rizika po životnu sredinu na definisanje prioriteta ciljeva ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.
- Razvoj hibridnog pristupa u primeni kvalitativnih i kvantitativnih metoda procene rizika u ekološkom upravljanju, čiji izbor zavisi od posmatranog ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu.
- Kreiranje verbalnog, grafičkog i matematičkog modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika.
- Verifikovanje novog modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou na osnovu dostupnih podataka iz naučne i stručne literature i zvaničnih statističkih izvora, kao i putem testiranja predloženog modela na primeru Evropske unije, te objavljivanje rezultata istraživanja u naučnim publikacijama.

Predloženi model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika (Model EUnNN-IMPR) podrazumeva i korišćenje indikatora zaštite životne sredine Evropske unije tako da se društveni doprinosi istraživanja ogledaju u postizanju poboljšanja u sledećim tematskim oblastima od bitne ekološke i održive važnosti (EC, 2013): vazduh i klimatske promene; vode; prirodna i biološka raznovrsnost; zemljište; otpad; buka; nejonizujuće zračenje; šumarstvo, lov i ribolov; energetska efikasnost - obnovljivi prirodni resursi; ekonomski i socijalni kapaciteti i delovanje od značaja za životnu sredinu; međunarodna i nacionalna zakonska regulativa.

### **1.6. Društveni doprinosi istraživanja**

Model unapređenja procene rizika u ekološkom menadžmentu podrazumeva između ostalog i adekvatan odabir ekoloških indikatora koji imaju ulogu da ocene ne samo ostvarenje ekoloških kriterijuma i dostizanje postavljenih ekoloških ciljeva, već i da oslikaju stanje i potrebe u pogledu zaštite životne sredine posmatranog sistema. Odabirom i primenom indikatora postavljenih od strane Evropske agencije za zaštitu životne sredine se postižu sledeća poboljšanja u upravljanju oblastima od svakako krucijalne ekološke i održive važnosti (EC, 2013):

- smanjenje zagađenja vazduha i vode,
- smanjenje posledica klimatskih promena kao što su na primer poplave,
- energetika i efikasnost energetskih izvora,
- poboljšanje kvaliteta zemljišta i tla,
- poboljšanje i zaštita biodiverziteta,
- održiva proizvodnja i potrošnja,
- poboljšanje transporta,
- održivo upravljanje otpadom.

Konkretno u delu disertacije gde je prikazana primena modela, korišćeni su indikatori koji se koriste za praćenje:

- smanjenje zagađenja vazduha,
- smanjenje posledica klimatskih promena,
- energetike i efikasnosti energetske izvora.

## **1.7. Način sprovođenja istraživanja**

*Faza 1.* Prikupljanje informacija, analiza i sistematizacija postojećih naučnih rezultata iz sledećih oblasti (prikupljanjem naučne i stručne literature):

- Procena rizika u ekološkom menadžmentu.
- Postojeće metodologije i metode i tehnike procene rizika u ekološkom menadžmentu.
- Ciljevi ekološkog menadžmenta.
- Kriterijumi za merenje ciljeva ekološkog menadžmenta, odnosno ekološki kriterijumi i ekološki indikatori.
- Mogućnosti unapređenja primene metodologija, metoda i tehnika za procenu rizika u ekološkom menadžmentu.

*Faza 2.* Prikupljanje podataka koji se koriste za unapređenje primene metodologija i metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu.

*Faza 3.* Razvoj konceptualnog, verbalnog, grafičkog i matematičkog modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procena rizika.

*Faza 4.* Razvoj metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procena rizika.

*Faza 5.* Verifikovanje predloženog modela i metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou kreiranih integrisanjem metoda procena rizika i provera hipoteza.

*Faza 6.* Zaključna razmatranja.

## **1.8. Objašnjenje sadržaja i strukture disertacije**

Disertacija je napisana i strukturirana kroz pet tematskih poglavlja i celina, a nakon toga sledi poslednje poglavlje koje predstavlja spisak literature koja je korišćena tokom izrade disertacije, a koju čini 303 relevantnih referenci.

U uvodnom poglavlju doktorske disertacije iznete su definicije kao i predmet i problem koji je tema istraživanja disertacije, kao i načini na koji će se analizirati postavljeni problemi. Predstavljen je i cilj kao i opšta i četiri posebne hipoteze koje su predmet dokazivanja, eksperimentalnom proverom, implementacijom i sprovođenjem naučnog metoda. Uvodno poglavlje disertacije je osvrt koji predstavlja sve korake koji se prolaze do završnih delova disertacije i iznosi na deskriptivan način strukturu rada, sumiranjem svih poglavlja disertacije.

U drugom poglavlju ove disertacije predstavljene su definicije i ciljevi ekološkog menadžmenta, odlučivanje u ekološkom menadžmentu i mesto koje zauzima procena rizika u tom procesu. Ekološki menadžment, upravljanje sa fokusom na nacionalni nivo ekološke problematike, načini i značaj uključivanja javnosti u navedene procese, kao i evaluacija javnih i privatnih interesa kada je u pitanju navedena problematika i uloga nauke. Takođe je predstavljen primer funkcionisanja jednog takvog sistema kroz delovanje dva relevantna nacionalna entiteta ekološkog upravljanja, kao i tipologija odluka koje se u takvim sistemima donose. Na kraju ovog poglavlja predstavljeni su osnovni pojmovi procene rizika i uloge percepcije rizika u proceni rizika.

U trećem poglavlju je predstavljen konceptualni model, a zatim i konkretni model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, sa svojom verbalnom, grafičkom i matematičkom komponentom. Navedeni model predstavlja i glavni doprinos ove disertacije. Prvo je predstavljena konceptualna apstrakcija modela na najvišem nivou

dekompozicije koja se sastoji od četiri konceptualne jedinice koje su definisane kao koraci sprovođenja konkretnog modela, kao i hijerarijsko-grafička struktura donošenja odluka na nacionalnom nivou, a zatim je napravljen osvrt na samu svrhu modela, odnosno ekološko upravljanje i posebno ekološko upravljanje na nacionalnom nivou. Nakon modela, predstavljena je metodologija ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koja je proizašla iz navedenog modela. Metodologija ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou je predstavljena algoritamski radi prikaza odnosa među procesima modela, čime je dodatno predstavljena i pojašnjena i njegova matematička komponenta. Sam model je prikazan kroz četiri koraka definisana konceptualnim modelom, u kojima su predstavljene pored kvalitativno-kvantitativne komponente i komponente percepcije rizika i sklonosti ka riziku, kao deo integrisane procene rizika koje su sve zajedno uključene u model nacionalnog ekološkog upravljanja. Konkretno, ta četiri koraka su:

- definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine,
- rangiranje ciljeva zaštite životne sredine,
- procena rizika po životnu sredinu i
- implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine.

Na osnovu ova četiri koraka konceptualnog modela, razvijen je model i metodologija ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integriranjem metoda procene rizika.

U četvrtom poglavlju je predstavljena implementacija modela kreiranog na principijelnim osnovama u trećem poglavlju. Zajedno ova dva poglavlja čine teorijsku i praktičnu primenu modela sa svim njegovim komponentama, tj. zaokruženu celinu. U isto vreme, ova dva poglavlja predstavljaju testiranje rezultata modela kao i testiranje postavljenih hipoteza disertacije. U ovom poglavlju će biti predstavljen i praktičan prolaz kroz ključne procese modela koji proizilaze iz prethodno predstavljenih koraka konceptualnog modela, matematičke osnove pojedinih komponenata modela, kao i



uzročno-posledične veze odnosno odnose koji među njima važe. Dodatno testiranje modela kao sredstva unapređenja ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou je sprovedeno na podacima Evropske komisije, a po ekološkim indikatorima Evropske ekološke agencije, a u hijerarhijskoj strukturi odlučivanja Evropske unije. Na taj način je razmatrana mogućnost unapređenja nacionalnog ekološkog upravljanja tih zemalja kao podrška odlučivanju na nacionalnom nivou navedenih zemalja u vidu podrške prilikom donošenja odluka o odabiru nacionalnih politika, zakona, regulativa i strategija.

U petom poglavlju su izneta zaključna razmatranja uz dokazane hipoteze istraživanja te dati dalji mogući pravci istraživanja. Predstavljen je i kritički osvrt na celokupni doprinos disertacije, sa naglaskom na tumačenje dobijenih rezultata primene, konceptualnog modela, modela i metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika.

Završni deo doktorske disertacije čini spisak literature koja je korišćena prilikom izrade doktorske disertacije i priloga. Literatura sadrži skup konkretnih tematskih referenci iz oblasti na kojima se zasniva doktorska disertacija, ukupnog fonda od 303 referenci, koje su korišćene tokom istraživanja, a koje su korišćene i u prilogu 1 i prilogu 2 disertacije.

## PRILOZI

Prilog 1: U prvom prilogu je prikazana metodologija procene rizika nacionalne Agencije za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država (EPA), njeni ciljevi i način dostizanja datih ciljeva. EPA metodologija je prikazana kroz faze koje Agencija koristi, odnosno kroz planiranje, način formulacije problema, analizu i karakterizaciju rizika. Zatim je predstavljena metodologija procene rizika definisana standardom ISO31000, kao i metodologija procene rizika po životnu sredinu.

Prilog 2: U drugom prilogu je predstavljen pregled metode procene rizika i njihova upotreba, sa posebnim osvrtom na njihovu upotrebu u proceni rizika u oblasti ekološkog menadžmenta. Takođe je prikazana klasifikacija metoda za procenu rizika na osnovu njihove orijentisanosti, i to kroz opšte metode i tehnike, metode i tehnike orijentisane na uzroke, metode i tehnike orijentisane na posledice i metode i tehnike orijentisane na poređenje rizika i njihova primena u ekološkom menadžmentu.

## **2. PREGLED OBLASTI EKOLOŠKOG MENADŽMENTA I PROCENE RIZIKA**

Kada je u pitanju ekološki menadžment, sve više autora ističe značaj adekvatno sprovedene procene rizika u ovoj oblasti. Asante-Duah (1998) navodi značaj procene rizika kontaminiranog zemljišta, transporta toksičnih hemikalija i njihovih posledica po životnu sredinu. Calow (2009) ističe važnost procene rizika kod različitih ekoloških sistema od biološki invazivnih vrsta, rizik povezan sa uzgajanjem genetski modifikovanih organizama, rizik povezan sa ekološki odgovornim poslovanjem, rizik pri razvoju ekološki podobnih proizvoda, kao i važnost prateće zakonske regulative.

Norton i koautori (1992) ističu važnost postojanja odgovarajućeg metodološkog okvira prilikom sprovođenja same procene rizika i navode prednosti korišćenja EPA metodologije o kojoj će posebno biti reči u ovom radu. Cardona (1999) navodi da sprovedena procena rizika može da dovede do umanjenja posledica ekoloških katastrofa velikih razmera, a čak i do sprečavanja njihovog nastajanja. Petak i Atkisson (1982) pokazuju da na vreme sprovedena procena rizika povećava nivo spremnosti na odgovor vlada, lokalnih uprava, lokalnih organizacija i službi u slučajevima prirodnih katastrofa što umnogome smanjuje njihove neželjene posledice. Fiorino (1990) ističe važnost učešća javnosti u odlukama od javnog značaja sa stanovišta ekološkog rizika, odnosno otvaranja javnih institucija i sistema za saradnju sa građanima kada je u pitanju procena ekoloških rizika. Pod ovim se podrazumevaju kancelarije za prijavu ekoloških problema od strane građana kao vid identifikacije posledica ekoloških rizika, što omogućava pomoć u merenju efekata ekološke degradacije. Fewtrell i Bartram (2001) ističu važnost procene rizika na osnovu smernica Svetske zdravstvene organizacije (engl. *World Health Organization* – WHO), a koja se odnosi na vodu za piće i vodu za navodnjavanje poljoprivrednih sistema kao vid prevencije širenja bolesti i zaraza koje predstavljaju pretnju, kako po sam život ljudi, tako i po životnu sredinu.

„Na makro organizacionom nivou sa stanovišta sistemskog pristupa, ovakve procene rizika mogu da značajno doprinesu smanjenju dalje degradacije životne sredine putem implementacije integrisanog pristupa planiranja i praćenja životnog ciklusa proizvoda i procene ekološkog rizika (Sonnemann et al., 2004). Curran (1996) predstavlja praćenje ekoloških efekata životnog ciklusa proizvoda kao imperativ ekološki odgovornog poslovanja, a Linkov i koautori (2007) navode značaj procene ekološkog rizika u procesu odabira materijala u nanotehnologijama kao jedne od najbrže rastućih proizvodnih grana” (Ćirović, Petrović, Makajić-Nikolić, 2016).

## **2.1. Ekološki menadžment i ciljevi ekološkog menadžmenta**

Naučna oblast ekološkog menadžmenta podrazumeva multidisciplinarnu, interdisciplinarnu i transdisciplinarnu oblast, koja izučava upravljanje ekološkim internim i eksternim efektima, pri čemu integriše ekologiju, politiku, planiranje i održivi razvoj. Ciljevi ekološkog menadžmenta podrazumevaju (Barrow, 2006):

- prevenciju i rešavanje ekoloških problema;
- postavljanje limita;
- institucionalni okvir za ekološka istraživanja, monitoring i ekološki menadžment;
- identifikaciju ekoloških pretnji i rizika i definisanje načina njihovog prevazilaženja;
- konzervaciju i održivo upravljanje resursima;
- globalno poboljšanje „kvaliteta života”.

Neophodne komponente ekološkog upravljanja čine implementacija, praćenje, proveravanje i kontrola aktivnosti sprovedenih ciljeva u kontekstu očuvanja životne sredine. Oblast istraživanja ekološkog menadžmenta primarno predstavlja razumevanje interaktivnih relacija čovek - životna sredina (Petrović, 2012; Petrović, 2013).

Definicije ekološkog menadžmenta se mogu kategorisati na dva nivoa, definicije marko i mikro nivoa. Od definicija koje posmatraju ekološki menadžment na mikro nivou izdvajaju se:

- Menadžment ekoloških performansi organizacija, tela i kompanija (Sharratt, 1995).
- Ekološki menadžment obuhvata sve napore ka minimizaciji negativnih ekoloških efekata proizvoda kompanija, tokom svih faza životnog ciklusa proizvoda (Klassen & McLaughlin, 1996).

Značajnije definicije ekološkog menadžmenta na makro nivou su (Barrow, 2006):

- Proces distribucije raspoloživih resursa tako da se dostigne optimum iskorišćenja životne sredine radi zadovoljenja osnovnih ljudskih potreba ako je moguće na održivim osnovama (Jolly, 1978).
- Pristup koji prevazilazi menadžment prirodnih resursa radi zaokruživanja političkog, socijalnog i prirodnog okruženja... bavi se pitanjima vrednosti i distribucije, sa prirodnim regulacionim mehanizmom kao i sa intergeneracijskom jednakošću (Clarke, Birkbeck College, University of London – ova definicija je proizašla iz lične komunikacije Barrow i Clarke).
- Ekološki menadžment predstavlja upravljanje i minimizaciju negativnih ekoloških efekata entiteta (Morvay & Gvozdenac, 2008).

Za potrebe doktorske disertacije, a prema autorima Morvay i Gvozdenac (2008), pod ekološkim upravljanjem se podrazumeva relevantna legislative, regulative i standardi uspostavljeni sa ciljem dostizanja ekološkog usaglašavanja, kontrole, kao i smanjenja zagađenja i negativnih uticaja na životnu sredinu na makro, odnosno nacionalnom nivou.

Pod ciljevima životne sredine podrazumevaju se opšteprihvaćeni ciljevi očuvanja životne sredine usvojeni nekim od postojećih oblika međunarodnih konsenzusa kroz

potpisane međunarodne sporazume i agende, kao što je na primer izveštaj "Svetske komisije za životnu sredinu i razvoj" (engl. *World Commission on Environment and Development - WCED*) – "Naša zajednička budućnost" (engl. "*Our common future*"). Naime, 1983. godine, u okviru Ujedinjenih nacija, formirana je ova komisija poznata i kao Brundtland komisija (*Brundtland Commission*) koja je naredne godine konstituisana kao nezavisno telo od strane Generalne skupštine Ujedinjenih nacija. Rezultat njenog rada iz 1987. godine je izveštaj nazvan i Brundtland izveštaj (*The Brundtland Report*) (WCED, 1987).

Jedan od glavnih zaključaka tog izveštaja jeste usaglašavanje principa na kojima će počivati dalji razvoj planete (WCED, 1987) i to:

- Ekonomski rast, koji bi kod populacije planete trebalo udaljiti u percepciji kao rast koji počiva na ekstrakciji resursa, već kao paradigmu koja treba da uključi neekstraktivne vidove ekonomskog rasta.
- Zaštita životne sredine, princip za koji je tada konstatovano da je ključ za prelazak sa tradicionalnih na obnovljive izvore energije.
- Socijalna jednakost, gde je kao najveći problem identifikovana rastuća nejednakost između bogatih i siromašnih, gde gornjih 1% najbogatijih poseduje 40% svetskog bogatstva, dok 50% donje polovine populacije poseduje 1% svetskog bogatstva. Danas su procene čak mnogo iznad toga pa idu i do toga da 1% najbogatijih poseduje oko 80% procenata svetskog bogatstva.

U kontekstu oblasti ekološkog menadžmenta i zaštite životne sredine, svakako treba pomenuti i Milenijumske ciljeve razvoja Ujedinjenih nacija (UN, 2015a) u kojima se kao jedan od ciljeva navodi i obezbeđenje održivosti životne sredine. Treba napomenuti da su ovi ciljevi višedimenzionalni i da mogu da se grupišu u nekoliko interdisciplinarnih kategorija (UN, 1992):

- socijalni i ekonomski ciljevi koji podrazumevaju opšte poboljšanje zdravlja populacije i smanjenje siromaštva;

- konzervacija i upravljanje resursima razvoja koji podrazumevaju: održivo upravljanje zemljišnim resursima, zaustavljanje deforestacije, održivu poljoprivredu, konzervaciju biodiverziteta, zaštitu vodnih resursa, upravljanje otpadom, upravljanje toksičnim hemikalijama i sprečavanje njihovog dolaska u kontakt sa životnom sredinom;
- osnaživanje uloge žena, mladih i preduzetnika u postizanju ciljeva održivog razvoja.

Samit Ujedinjenih nacija o održivom razvoju 2015 (engl. *United Nations Sustainable Development Summit 2015*) održan od 25-27. septembra 2015. godine predviđa dopunu dosadašnjih Milenijumskih ciljeva razvoja, sa 17 ključnih ciljeva i 169 podciljeva, za narednih 15 godina.

Kao glavni pravci postizanja navedenih ciljeva se navode tri ključna činilaca i njihova integracija. Ta tri činilaca su nauka, tehnologija i inovacije i njihova pravilna primena i saradnja se navode kao ključ za postizanje željenih ciljeva u odgovarajućem vremenskom roku.

Navedeni ciljevi su sledeći (UN, 2015b):

- „Cilj 1. Okončanje siromaštva u svim njegovim oblicima svuda u svetu.
- Cilj 2. Okončanje gladi, obezbeđivanje sigurnosti hrane, poboljšanje ishrane i promocija održive poljoprivrede.
- Cilj 3. Obezbeđivanje zdravog života i promocija blagostanja za sve u svim starosnim dobima.
- Cilj 4. Obezbeđivanje inkluzivnog i kvalitetnog obrazovanja i promocija celoživotnog učenja.
- Cilj 5. Dostizanje jednakosti polova i jačanje svih žena i devojaka.
- Cilj 6. Obezbeđivanje pristupa vodi i sanitarnim uslovima za sve.

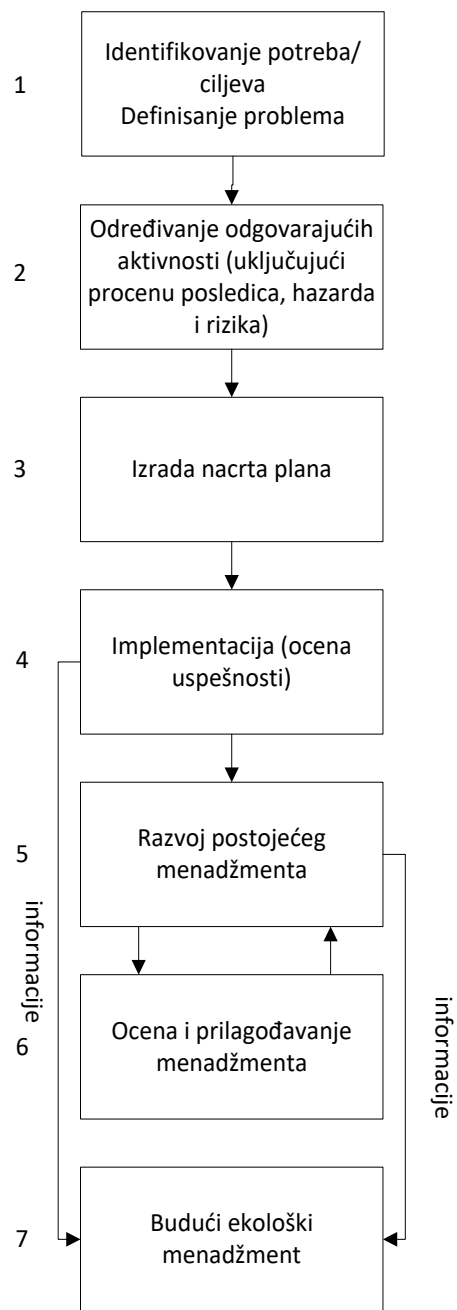
- Cilj 7. Osiguranje pristupa dostupnoj, pouzdanoj, održivoj i modernoj energiji za sve.
- Cilj 8. Promocija inkluzivnog i održivog ekonomskog rasta, zapošljavanja i pristojnog rada za sve.
- Cilj 9. Izgradnja prilagodljive infrastrukture, promocija održive industrijalizacije i podsticanje inovacija.
- Cilj 10. Smanjenje nejednakosti unutar i između zemalja.
- Cilj 11. Obezbeđivanje inkluzivnosti, bezbednosti, prilagodljivosti i održivosti gradova.
- Cilj 12. Obezbeđivanje obrazaca održive potrošnje i proizvodnje.
- Cilj 13. Preduzimanje hitnih akcija u borbi protiv klimatskih promena i njenih uticaja.
- Cilj 14. Konzervacija i održiva upotreba okeana, mora i morskih izvora.
- Cilj 15. Održivo upravljanje šumama, borba protiv dezertifikacije, zaustavljanje i menjanje pravca degradacije zemljišta, zaustavljanje gubitka biodiverziteta.
- Cilj 16. Promocija pravde, mira i inkluzivnih društava.
- Cilj 17. Revitalizacija globalnog partnerstva za održivi razvoj.”

## **2.2. Ekološki menadžment, odlučivanje i procena rizika**

Ako se uzme u obzir da ekološki menadžment predstavlja upravljanje aktivnostima koje za cilj imaju očuvanje životne sredine, onda procena rizika u ekološkom menadžmentu predstavlja procenu mogućnosti i efekata neispunjenja tih ciljeva. Konkretnije, procena rizika u ekološkom menadžmentu podrazumeva procenu mogućnosti i efekata neispunjenja ciljeva aktivnosti preduzetih u svrhu zaštite životne sredine, odnosno ciljeva ekološkog menadžmenta (O’Riordan, 1995; O’Riordan, 2014).

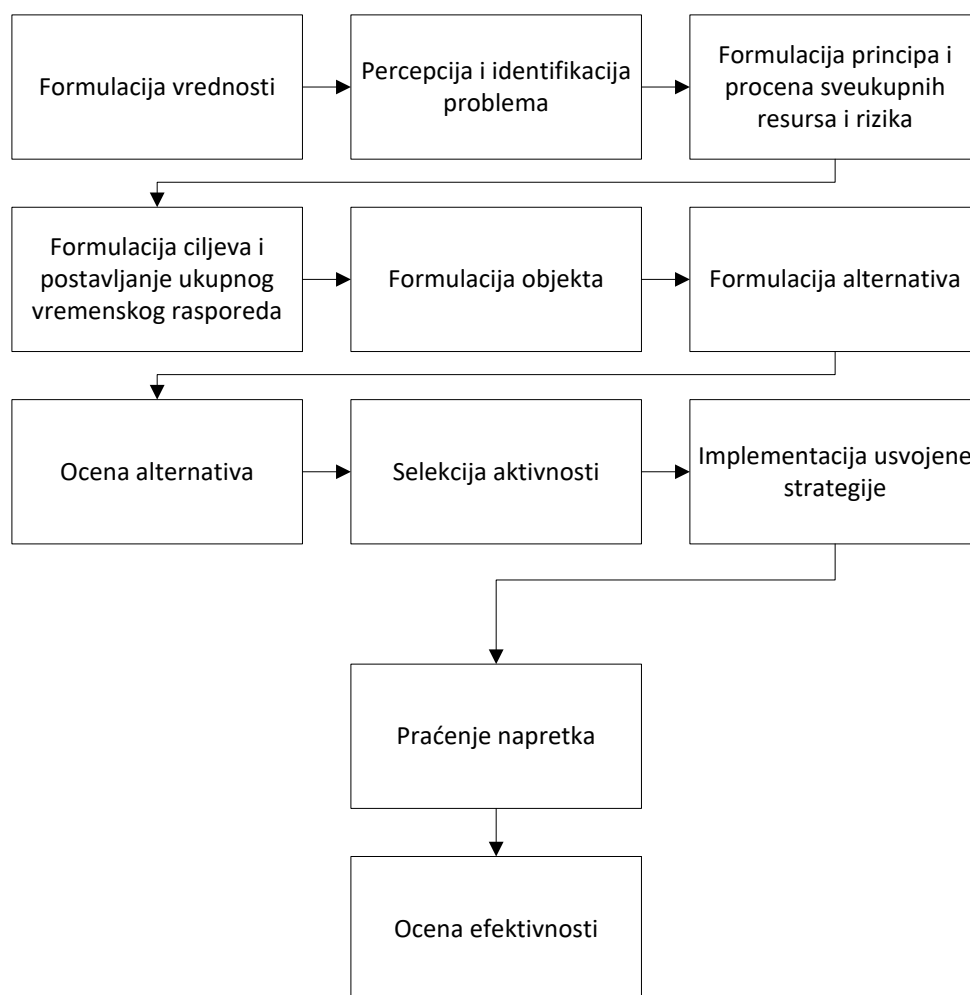


Objašnjenje uloge procene rizika u oblasti ekološkog menadžmenta daje Barrow (2006; 2014), čija tipična šema faza procesa sprovođenja ekološkog menadžmenta sadrži sedam koraka, od kojih je drugi korak vezan za određivanje odgovarajućih aktivnosti koje ekološki menadžment treba da sprovede, a koje uključuju procenu posledica, hazarda i rizika, odnosno, svaka implementacija ekološkog menadžmenta mora da sadrži i procenu rizika. Ova tipična šema sprovođenja ekološkog menadžmenta je predstavljena na grafiku 2.1.



**Slika 2.1. Tipična šema faza sprovođenja ekološkog menadžmenta (Barrow, 2006, p. 8;)**

Dodatno što Barrow (2006; 2014) uočava jeste da kada je određivanje problema u pitanju, postoji razlika između percepcije problema i identifikacije problema. Odnosno da se neretko dešava da percipirani problem nije zaista nužno i pravi problem, jer sve što se doživljava kao pretnja nije zaista i pretnja, a postoje činioci koji se ne doživljavaju kao opasnost, ali ipak predstavljaju pretnju funkcionisanju sistema. Barrow (2006; 2014) daje glavne korake u procesu donošenja odluka u ekološkom menadžmentu, gde se kao drugi korak navodi percepcija i identifikacija problema, dok se četvrti odnosi na procenu rizika. Glavni koraci donošenja odluka u procesu ekološkog menadžmenta su prikazani na grafiku 2.2.



**Slika 2.2. Glavni koraci donošenja odluka u procesu ekološkog menadžmenta (Barrow, 2006, p.31)**

Sveobuhvatna procena rizika u ekološkom menadžmentu potrebno je da obuhvata i procenu ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu. Definicije koje se odnose na procenu ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu su sledeće:

- *Rizik po životnu sredinu*: predstavlja hazard ili opasnost sa višestrukim, probabilističkim posledicama na ljude i životnu sredinu, dok procena takvog rizika ne uključuje samo procenu verovatnoće i efekata rizika već i percepciju društva koja se odnosi na te rizike, odnosno svesnost javnosti o postojanju konkretne ekološke pretnje, pri čemu je svest o ekološkim pretnjama često kulturološki relativna (Whyte & Burton, 1980).
- *Procena rizika po životnu sredinu*: podrazumeva proces evaluacije verovatnoće da životna sredina bude ugrožena usled izlaganja jednom ili više ekoloških stresora kao što su: hemikalije, promena u sastavu zemljišta, bolesti, invazivne vrste i klimatske promene (EPA, 1998). Bavi se interakcijama hazarda, ljudi i resursa životne sredine. Ona opisuje ljudsku populaciju, njene aktivnosti, ekološke resurse i daje karakterizaciju njihovih uzajamnih uticaja koji imaju potencijal efekata širokog obima, definiše neizvesnosti, generiše opcije za tretman rizika i komunicira na ovaj način sakupljene informacije o riziku po ljude i ekosistem sa svim relevantnim interesnim stranama (UNEP, 2001). Sprovodi se radi ispitivanja efekata entiteta ili agenasa na ljude (procena zdravstvenog rizika).
  - Pod *pritiskom i stresorom* životne sredine, može da se smatra bilo koja pretnja po posmatrani ekosistem koja ima potencijal narušavanja odnosno degradacije životne sredine sa stanovišta posmatranog sistema (Kusky, 2009).
- *Ekološki rizik*: podrazumeva rizik za organizme, populacije i ekosistem koji nastaje kao posledica uticaja kontaminacije životne sredine (Barnthouse & Suter 1986).
- *Procena ekološkog rizika*: obuhvata širok spektar rizika, receptora i njihovih krajnjih tačaka (pod krajnjim tačkama se podrazumevaju kriterijumi rizika koji predstavljaju tačku nakon koje rizik postaje bitan po svom uticaju). Ekološka procena rizika se fokusira na biološke, hemijske, radijacijske i fizičke rizike uticaja

stresora na receptore rizika poput ljudskih bića (individue ili populacija), flore i faune (individualne vrste ili celokupni ekosistemi) i materijale (uticaj klimatskih pojava na naselja i materijale od kojih su izgrađeni) (Fairman, Mead, & Williams, 1998).

Za potrebe ove disertacija je potrebno dodatno definisati pojam ekosistem. U centru istraživanja ekologije kao naučne discipline se nalazi interakcija bioloških sistema i njihovog okruženja, odnosno sredine. Baš te interakcije između životne sredine i biotičkih elemenata, gde se pod biotičkim elementima podrazumevaju svi živi organizmi, čine ekosistem (Odum, 1953; Evans, 1956).

Zanimljivo je primetiti da u srpskom jeziku ne postoji pridev koji se odnosi na životnu sredinu dok takav pridev *environmental* postoji u engleskom jeziku i definiše se kao: koji se odnosi na prirodni svet i uticaj aktivnosti na okruženje i uslove u kojima ljudi, životinje, biljke i drugi organizmi žive i funkcionišu (OED, 1989). U nedostatku takvog prideva u našem jeziku, najčešće se koristi pridev ekološki koji u engleskom i drugim jezicima nosi drugu konotaciju. Razlika u konotaciji je vezana za poziciju čoveka u razmatranju problema životne sredine. Naime, ekološka analiza (engl. *ecological analysis*) u engleskom jeziku može, a ne mora da uzme u obzir čoveka, dok analiza životne sredine (engl. *environmental analysis*) mora da uključi u razmatranje i uticaje na čoveka.

Posledično, javlja se pojava da se procena rizika po životnu sredinu koristi kao sinonim za procenu ekološkog rizika, dok se može zaključiti da procena rizika po životnu sredinu uključuje i procenu ekološkog rizika. Ovo su razlozi zašto se u disertaciji objašnjava i razlika između ovih pojmova. Ova dva termina se drugačije koriste u različitim delovima sveta, pa se pojam rizik po životnu sredinu u Sjedinjenim Američkim Državama koristi u smislu objašnjavanja rizika po ljude kao posledice kontaminacije životne sredine. Kao rezultat ovoga nastaje termin ekološki rizik, kako

bi se objasnio rizik po druge organizme, populacije i ekosistem koji predstavlja posledicu uticaja kontaminacije životne sredine. Sa druge strane, na evropskom kontinentu se termin procena rizika po životnu sredinu koristi da bi se objasnio rizik koji je vezan za pojam ekološkog rizika u SAD, odnosno ono što se naziva rizikom po životnu sredinu u Evropi predstavlja ekološki rizik u Americi (Barnthouse & Suter 1986; Suter, 1993).

Može se zaključiti da se glavna razlika ogleda u tome da li procena rizika koja se razmatra uzima u obzir i rizik po ljude ili se zadržava na proceni rizika po druge vrste. Kako su efekti rizika od značaja za multidisciplinarno polje ekološkog menadžmenta, oni se odnose i na čoveka i na ostale činioce ekosistema i različite druge entitete, tako da procena rizika u ekološkom menadžmentu mora da uzima u obzir i ekološki rizik i rizik po životnu sredinu.

Imajući u vidu da procena rizika ima značajnu ulogu u samom sprovođenju ekološkog menadžmenta, potrebno je odrediti i termine koji se odnose i na *ekološke kriterijume* kao mere izražavanja kvaliteta ekološkog menadžmenta u smislu upoređivanja u odabiru najbolje ili bar zadovoljavajuće upravljačke akcije. Zato se ekološki kriterijum definiše kao kriterijum koji uzima u obzir i meri uticaj i pretnje po ljudski život i životnu sredinu prilikom procesa donošenja odluka i procene rizika (Roberts et al., 2003).

Merenje ispunjenosti ekološkog kriterijuma u različitim scenarijima i prilikom donošenja različitih odluka se vrši praćenjem *ekoloških indikatora* koji mogu da uključe: klimatske promene, razaranje ozonskog omotača, kvalitet vazduha, stvaranje otpada, kvalitet vode, izvore sveže pijaće vode, šumski fond, energetske izvore, riblji fond, biodiverzitet, ekološki otisak, vodeni otisak, povećanu upotrebu ekološki podobnih tehnologija, aktivnosti održive poljoprivrede, ali i indikatore održivog razvoja (UNHCR, 2006; OECD, 2008; Emerson et al., 2010; Slović & Petrović, 2011;

Bjelica, Petrović, & Jovanović, 2012; Petrovic & Cirovic 2013; Cirovic, Petrovic, & Slovic, 2014; EC, 2016). Treba naglasiti da mere ispunjenosti ekoloških indikatora moraju da budu što egzaktnije merljive putem odgovarajućih matematičkih i statističkih modela (Radojicic, Isljamovic, Petrovic, & Jeremic, 2012; Seke et al., 2013; Petrovic, Slovic, & Cirovic, 2013; Išljamović, Jeremić, Petrović, & Radojičić, 2014).

Dalje, kada su u pitanju ekološki indikatori, različite međunarodne organizacije, nevladine i vladine agencije razvijaju samostalno ili u saradnji sa drugima svoje indikatore. Tako, možda najrelevantniji set indikatora daje Evropska agencija za zaštitu životne sredine (engl. *European Environment Agency* - EEA) koja radi pod okriljem Evropske unije, a koja razvija indikatore svrstane u nekoliko kategorija po pitanjima na koje praćenje i merenje tih indikatora daje odgovore (Smeets & Weterings, 1999; Alcamo, 2001):

- Opisni indikatori (Tip A) Daju odgovor na pitanje: Šta se dešava?
- Indikatori performansi (Tip B): Da li je bitno? Da li se postižu ciljevi?
- Indikatori efikasnosti (Tip C): Da li dolazi do napretka?
- Indikatori efektivnosti politika (Tip D): Da li mere funkcionišu?
- Indikatori blagostanja (Tip E): Da li nam je u celosti svima bolje?

Dodatno EEA kategoriše indikatore u više tematskih oblasti koje uključuju (Smeets & Weterings, 1999; Alcamo, 2001):

- indikatore zagađenja vazduha,
- indikatore klimatskih promena,
- energetske indikatore,
- indikatore zemljišta i tla,
- indikatore morskih površina,
- indikatore biodiverziteta,
- indikatore održive proizvodnje i potrošnje,
- indikatore transporta,

- indikatore zagađenja voda,
- indikatore efikasnosti energetske izvora,
- indikatore održivog upravljanja otpadom.

Posebno treba naglasiti značaj procene ekološkog rizika sa stanovišta „Nacionalne strategije održivog razvoja” (2008) i „Nacionalne strategije za aproksimaciju u oblasti životne sredine Republike Srbije” (2011). Razlozi za ovo leže u činjenici da kako pretenduje da postane deo Evropske unije, Republiku Srbiju očekuje i otvaranje poglavlja 27 koje se odnosi na probleme životne sredine (AZŽS, 2015).

Dalje, procena rizika u ekološkom menadžmentu, u svom najopštijem obliku predstavlja identifikaciju rizika, analizu rizika i evaluaciju rizika (ISO, 2009b) koji mogu da ugroze postizanje ciljeva ekološkog menadžmenta. Preciznije, procena rizika u ekološkom menadžmentu podrazumeva primenu sva tri navedena procesa procene rizika faktora koji mogu dovesti do neispunjenja ili daljeg udaljavanja od postizanja ciljeva ekološkog menadžmenta i zadovoljavanja postavljenih ekoloških kriterijuma merenih odabranim ekološkim indikatorima. Zato se pod uspešnom analizom rizika u ekološkom menadžmentu podrazumeva procena verovatnoće pojavljivanja neželjenih događaja, procena posledica događaja i nivoa rizika svih događaja koji potencijalno nose sa sobom mogućnost neispunjenja ekoloških ciljeva i ekoloških kriterijuma.

Dodatno, uspešno sprovedena procena rizika uzima u obzir i vreme događanja neželjenog događaja (Vujošević, 2008; Hudec & Vujošević, 2010) koje u oblasti zaštite životne sredine ima značajno mesto imajući u vidu moguće trajanje nastalih negativnih ekoloških efekata te dodatno razmatranje suštine koncepcije održivog razvoja koja se odnosi na intergeneracijsku pravdu, te potrebnu procenu ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu sa kojima će se suočavati naredne generacije. Ovo takođe implicira uzimanje u razmatranje i principa održivog razvoja prilikom procene rizika u ekološkom menadžmentu (UN, 1992):



- princip predostrožnosti,
- princip predviđanja rizika,
- princip sprečavanja uzroka,
- princip novog vrednovanja životne sredine,
- princip promene načina ponašanja,
- princip promene načina potrošnje,
- princip uspostavljanja potrebnih demografskih institucija i procesa.

Prva tri principa se direktno odnose na rizik. Princip predostrožnosti se u okviru Rio deklaracije o životnoj sredini i razvoju iz 1992. godine (engl. *Rio Declaration on Environment and Development 1992*) koja predstavlja jedan od najvažnijih internacionalno prihvaćenih dokumenata iz ove oblasti, definiše na sledeći način: „Gde god postoje pretnje koje sa sobom nose potencijalno značajne i ireverzibilne štete po životnu sredinu, nedostatak potpune naučne saglasnosti o svim ekološkim pitanjima ne sme biti smatran opravdanjem za odlaganje primene troškovno efikasnih mera za sprečavanje dalje degradacije životne sredine” (UN, 1992). U ovom kontekstu procena rizika u ekološkom smislu predstavlja i procenu rizika od napuštanja principa predostrožnosti, kao i obezbeđivanje preciznije naučne zasnovanosti načina ljudskog delovanja (UN, 1992; Grubb et al., 1993).

Integracija koncepta održivog razvoja u proceni rizika u ekološkom menadžmentu podrazumeva i nužno razmatranje „razvoja koji zadovoljava potrebe sadašnjih generacija, ne dovodeći u pitanje sposobnost budućih generacija da zadovolje svoje potrebe” (WCED, 1987), što se odnosi i na ostavljanje resursnih kapaciteta planete budućim generacijama (WCED, 1987; Epstein & Roy, 2001; Foot & Venne, 2006; Levi-Jakšić 2012; Levi-Jakšić & Marinković 2012; Levi Jakšić, Barjaktarović Rakočević, & Martić, 2014). Analogno ovome, razmatranje koncepta intrageneracijske pravde u proceni rizika u ekološkom menadžmentu koje se odnosi na jednakost među pripadnicima iste generacije, mora da uzme u obzir i kvalitet života sadašnjih

generacija posebno u nerazvijenim zemljama i zemljama u razvoju (Bardy & Massaro, 2013) i njihovo pravo na zdravu životnu sredinu i adekvatno i održivo raspolaganje postojećim resursima planete.

Treba dodati da sa organizacionog stanovišta na makro nivou, kada se govori o preduzetništvu i preduzetnicima koje i Agenda 21 (UN, 1992) ističe kao jedan od tri ključna faktora, procena rizika treba da eliminiše ili umanji i neizvesnosti vezane za ekološki odgovorne prakse poslovanja (Becker, 2008; Levi Jakšić, 2015), a da procena rizika u ekološkom menadžmentu mora da obuhvata procenu svih posledica čovekovih aktivnosti po životnu sredinu (Kaushik & Kaushik 2010). U ovom kontekstu idealno holistički pristup proceni rizika u ekološkom menadžmentu bi trebalo da obuhvati sve direktne i indirektno posledice izazvane od strane čoveka i/ili ostalih činilaca životne sredine po čoveka i/ili životnu sredinu.

### **2.3. Ekološki menadžment i odlučivanje na nacionalnom nivou**

Kada se govori o procesu odlučivanja na nacionalnom, treba istaći da on zavisi od mnogo faktora. Prvo zavisi od samog društvenog uređenja zemlje, odnosno da li se radi o funkcionalnoj participativnoj demokratiji, nekoj njenoj varijaciji socijaldemokratskog sistema ili se radi o nedemokratskom društvenom uređenju ili nekom sistemu koji se nalazi na sredini ovog spektra.

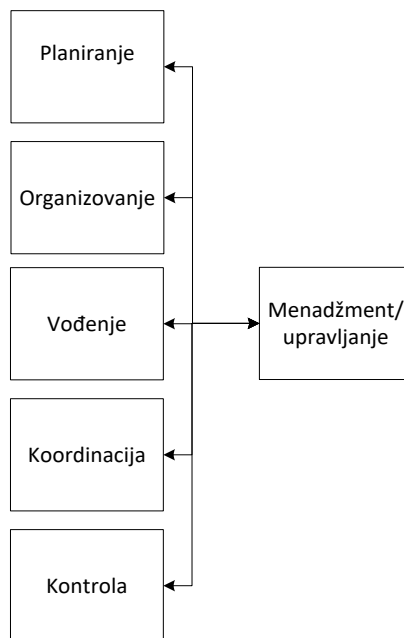
Za izradu modela datog u disertaciji korišćen je kao primer oblik funkcionalne participativne demokratije, kao oblik društvenog sistema koji je najzastupljeniji oblik društvenog uređenja u zemljama članicama Evropske unije, a s obzirom da je istraživanje u ovoj disertaciji sprovedeno baš nad zemljama Evropske unije. Ovime se nikako ne implicira da je nužno uvek najbolji oblik društvenog uređenja kada je u pitanju rešavanje ekoloških problema participativna demokratija što se može i zaključiti iz rastućeg broja naučnih radova koji dovode to u pitanje (Plumwood, 1995; Blühdorn, 2013). Nakon toga, ono što je bitno jeste gde se donosi odluka koja je od

značaja za životnu sredinu. Drugačije rečeno, da li se zakoni i propisi donose kroz demokratski proces i parlament izglasavanjem kroz izjašnjavanje predstavnika naroda u parlamentu ili postoje posebna ministarstva ili agencije koje imaju to pravo da donose propise i regulative nezavisno od parlamenta zbog same ekspertize koje članovi takvih agencija poseduju ili se radi o kombinaciji ova dva modela.

Svakako, možda najčešći oblik donošenja odluka kada je u pitanju zaštita životne sredine uključuje postojanje određene Vladine agencije, gde ono što se razlikuje jeste vrsta i domen jurisdikcije kojim takva agencija raspolaže.

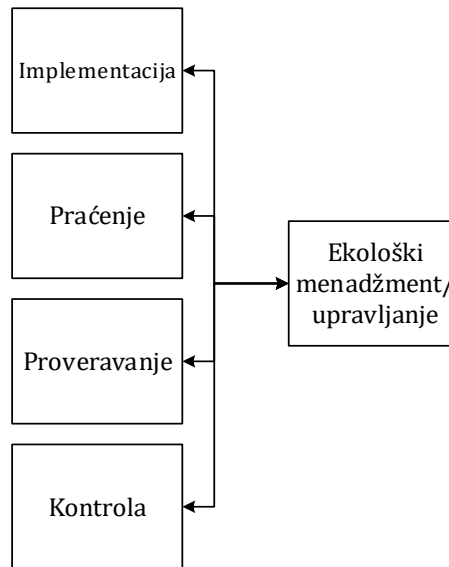
## 2.4. Ekološko upravljanje i odlučivanje na nacionalnom nivou

Kako klasični menadžment obično uključuje komponente planiranje, organizovanje, koordinaciju i kontrolu, tako se one mogu upotrebiti u funkciji ekološkog upravljanja.



Slika 2.3. Menadžment (adaptirano prema Cole, 2004)

Pod ekološkim menadžmentom se podrazumeva ekološko upravljanje čije komponente podrazumevaju implementaciju, praćenje, proveravanje i kontrolu aktivnosti sprovedenih ciljeva u kontekstu očuvanja životne sredine (Barrow, 2006).



**Slika 2.4. Ekološki menadžment (adaptirano prema Barrow, 2006)**

Sam proces upravljanja se realizuje putem konkretnih odluka i posledičnih akcija ili odabirom jedne od više dostupnih akcija i njihovom realizacijom.

\*Kako je već i pomenuto u drugom poglavlju ove disertacije, ekološki menadžment se odnosi na ekološko upravljanje koje integriše ekologiju, politiku, planiranje i održivi razvoj (Barrow, 2006; Barrow, 2014). Ova definicija jasno daje okvir za ekološko upravljanje na nacionalnom nivou, i samim tim daje i domen procesa koje model koji će biti predstavljen u ovoj disertaciji treba da pokrije.

Od najvećeg interesa za razvoj ovog modela su modeli donošenja odluka u ekološkom upravljanju koji bi mogli da se unaprede i primene na nacionalnom nivou, a u koje bi mogle da se integrišu metode procene rizika, pa se mora krenuti od modela donošenja odluka koji je ranije pomenut, odnosno koraka donošenja odluka u ekološkom menadžmentu (Barrow, 2006; Barrow, 2014). koji su predstavljeni na slici 2.2.

Navedeni koraci predstavljaju dobru osnovu za razvoj modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji bi za cilj imao unapređenje upravljanja i bio podrška odlučivanju. Pod ovim se misli na unapređenje donošenja odluka gde bi se komparativno poboljšanje odnosilo na integrisanje metoda procene rizika u sam predloženi model upravljanja, gde se pod integrisanjem metoda procena rizika misli na poboljšanje upotrebom i kvalitativnih i kvantitativnih metoda odnosno, hibridnim pristupom.

#### **2.4.1 Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou i uključivanje javnosti**

Različiti autori naglašavaju potrebu uključivanja javnosti preko Vladinih agencija za zaštitu životne sredine u procesu donošenja odluka što svakako ima svoje prednosti, ali u određenim slučajevima i nedostatke. Većina argumentacije koja se može evaluirati podrazumeva standardnu argumentaciju koja podržava principe demokratije i potrebe za kolektivnom akcijom kada su u pitanju zajednički problemi, dok drugi vid argumentacije preispituje šta to čini odluku kvalitetno donesenom. Argumentacija koja se nalazi na drugoj strani se zasniva na ideji da šira javnost ne poseduje dovoljno znanja i ekspertize da učestvuje u donošenju kompleksnih odluka koje su utemeljene na nauci i specifičnim naučnim oblastima i za koja su radi donošenja odluke potrebne godine formalnog obrazovanja, a da ponekad ni to nije dovoljno (Collins & Evans, 2002; Campbell & Currie, 2006).

Dakle, kritika je takva da uzima u obzir scenarije u kojima neke odluke od značaja za celo društvo moraju da se donesu uprkos tome da li javnost sama po sebi kolektivno ima svest o nekom ekološkom problemu i samim tim da li uopšte postoji potreba za njenim rešavanjem, ili da li je rešenje samo po sebi popularno u javnosti ili nije. Primeri za ovo su mnogobrojni, jedan takav primer je i izgradnja inseneratora otpada u Republici Srbiji koja je više puta zaustavljena na osnovu nepopularnosti takve odluke u javnosti, iako Republika Srbija u ovom trenutku nema adekvatno rešenje za dugoročno rešenje rastućih količina svih vrsta otpada pa se kao posledica toga

poslednjih godina broj deponija i smetlišta duplirao, što predstavlja mnogo veći ekološki hazard nego što predstavljaju izgradnja i puštanje u rad inseneratora otpada. Dodatno, čak i finansijske posledice u vidu poređenja troškova izgradnje jednog takvog pogona ne nailaze na opravdanost kada se uporede sa troškovima koje Republika Srbija ima zbog saniranja posledica završavanja takvog otpada na deponijama i smetlištima i troškova izvoza otpada u zemlje koje poseduju inseneratore. Naravno, ovde dolaze do izražaja i drugi nedostaci, poput suvišnog „trošenja“ vremena kada neke odluke zahtevaju hitno donošenje, što je i principijelna zamerka na bilo koji drugi birokratski sistem, ili potencijalnih blokada mogućnosti donošenja odluka zbog ulaska u mnogobrojne iteracije u diskusijama između javnosti, interesnih grupa koje imaju suprotstavljene ciljeve i agencija ili drugih donosilaca odluka (Sunstein, 2006). Na kraju zanimljiv je citat Ventriss i Kuentzel (2005) koji kažu: „konsenzus u javnoj sferi je privremeno priviđenje, koje zavisi od konstelacija snaga aktera koji su se zadesili na površini trajućeg konflikta i debate” ili jednostavnije rečeno: pitanja zaštite životne sredine i donošenje odluka mogu prosto biti deo političkog sukoba i interesa, odnosno deo političkog procesa (Williams & Matheny, 1995).

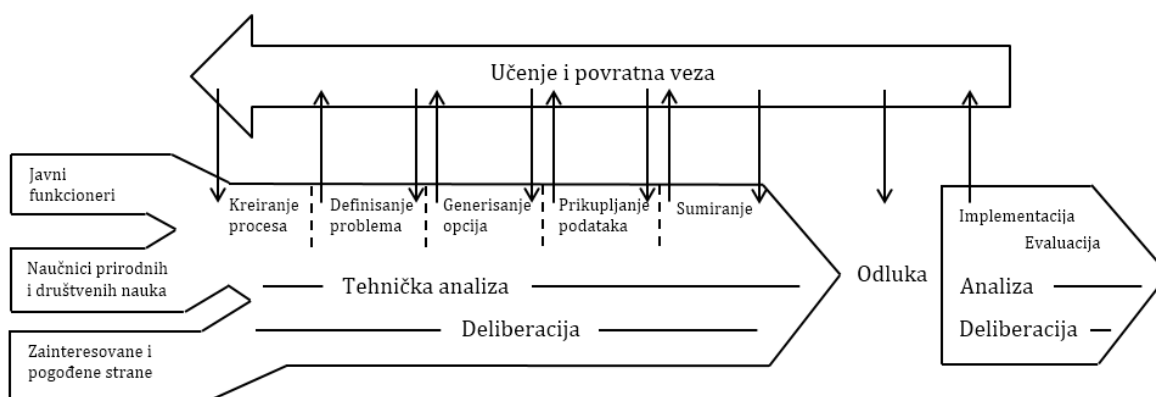
#### **2.4.2 Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou i privatni interes**

Odluke od ekološkog značaja najčešće interesuju širu javnost, ali su i od privatnog interesa. Dok same odluke od ekološkog značaja moraju da budu podržane od strane autoriteta kojem legitimitet daje Vlada, tako da takve odluke često reflektuju odnos snaga u društvu između tih različitih interesa i ti odnosi snaga zapravo oblikuju odnosno utiču na odluke i regulative koje se donose. Tako da te odluke ponekad prate diskrepancije između onoga što bi trebalo da se uradi i onoga što različiti interesi zahtevaju da se uradi ili načelno šta uopšte može da se uradi, s obzirom na resursne kapacitete kojima se raspolaže. Takođe, na donošenje odluka na nacionalnom nivou u ovoj sferi utiče i vrsta i broj bilateralnih i multilateralnih sporazuma potpisanih od strane Vlade i da li su ti sporazumi deklarativni, obavezujući ili je država predvodnik u

polju zaštite životne sredine pa postiže mnogo više nego što ti sporazumi zahtevaju u određenim poljima (Stirling, 2008).

### 2.4.3 Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou i naučna sfera

Najvažniji udeo u donošenju odluka od ekološkog značaja, nedvosmisleno, u kvalitetno sprovedenom procesu donošenja odluka mora da ima naučna sfera. Primer za ovo je svakako Agencija za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država (EPA) čija je metodologija za procenu ekološkog rizika predstavljena i analizirana u prilogu 1 disertacije. Delovanje ove agencije je podržano zakonom, a zakonski je i obavezujuće da odluke koja ova Agencija donosi moraju da budu zasnovane na rigoroznom naučnom procesu koji je sproveden na osnovu najboljih dostupnih naučnih podataka i ekspertskim ocenama.



Slika 2.5. Šematski prikaz donošenja ekoloških odluka (National Research Council, 1996, p. 28)

Proces donošenja odluka koji uključuje i javnost i zainteresovane strane i nauku je modelovan od strane Nacionalnog Istraživačkog Saveta, Sjedinjenih Američkih Država (engl. *National Research Council* – NRC) (National Research Council, 1996) i predstavljen je na prethodnom grafiku.

### 2.5. Ekološko odlučivanje na nacionalnom nivou – EPA



U EPA procesu donošenja odluka cilj je postići kvalitetne odluke, pri čemu proces donošenja odluka mora da sadrži nekoliko elemenata (US EPA, 2011):

- Objašnjenje prirode problema koji treba da se reši (formulacija problema).
- Identifikacija skupa alternativnih odluka koje mogu da se donesu (selekcija opcija i efekata).
- Identifikacija skupa efekata od značaja (selekcija opcija i efekata).
- Prikupljanje informacija o stanju ekoloških sistema i sistema životne sredine (prikupljanje informacija).
- Prikupljanje informacija o tome kako ekološki uslovi utiču na efekte od značaja (prikupljanje informacija).
- Prikupljanje informacija o tome kako svaka alternativna odluka može da utiče na efekte (prikupljanje informacija).
- Evaluacija kredibilitnosti i sigurnosti prikupljenih podataka (sinteza).
- Razmatranje implikacija dostupnih informacija za donošenje odluke (sinteza).
- Upoređivanje odluke prema njenim ciljevima (odlučivanje).
- Razvijanje metoda za evaluaciju rezultata odluke (evaluacija).
- Monitoring rezultata odluke (evaluacija).

Kada se pogleda funkcionisanje EPA, jedna od njenih glavnih uloga se ogleda u tome da obezbedi primenu i sprovodi regulative i ekološko zakonodavstvo koji se izglasaju u kongresu SAD. Kako je njena uloga i izvršna, onda joj je dat poseban mandat od strane Kongresa u smislu izvršnih poluga i alata i najbitnije autoriteta u smislu formalne hijerarhije koja je čini u svom delovanju kao deo Vlade, iako i taj formalni autoritet nije jednoznačno određen u svim pojedinačnim uslovima i delovanjima i ne postoji u donošenju svih odluka. Ova Agencija često učestvuje u pisanju politika i njihovoj implementaciji. Dokumenta o politikama koje EPA publikuje predstavljaju zvaničnu interpretaciju u pogledu posebnih pitanja zaštite životne sredine kao i dokumenta koja predstavljaju uputstva i objašnjenja zakona, regulative i propisa i tu

su da pomognu u implementaciji i sprovođenju potrebnih promena svim zainteresovanim stranama, na koje se zakoni, propisi i regulative odnose (National Research Council - NRC, 1996, 2008).

## **2.6. Procena rizika na nacionalnom nivou – EEA i EU**

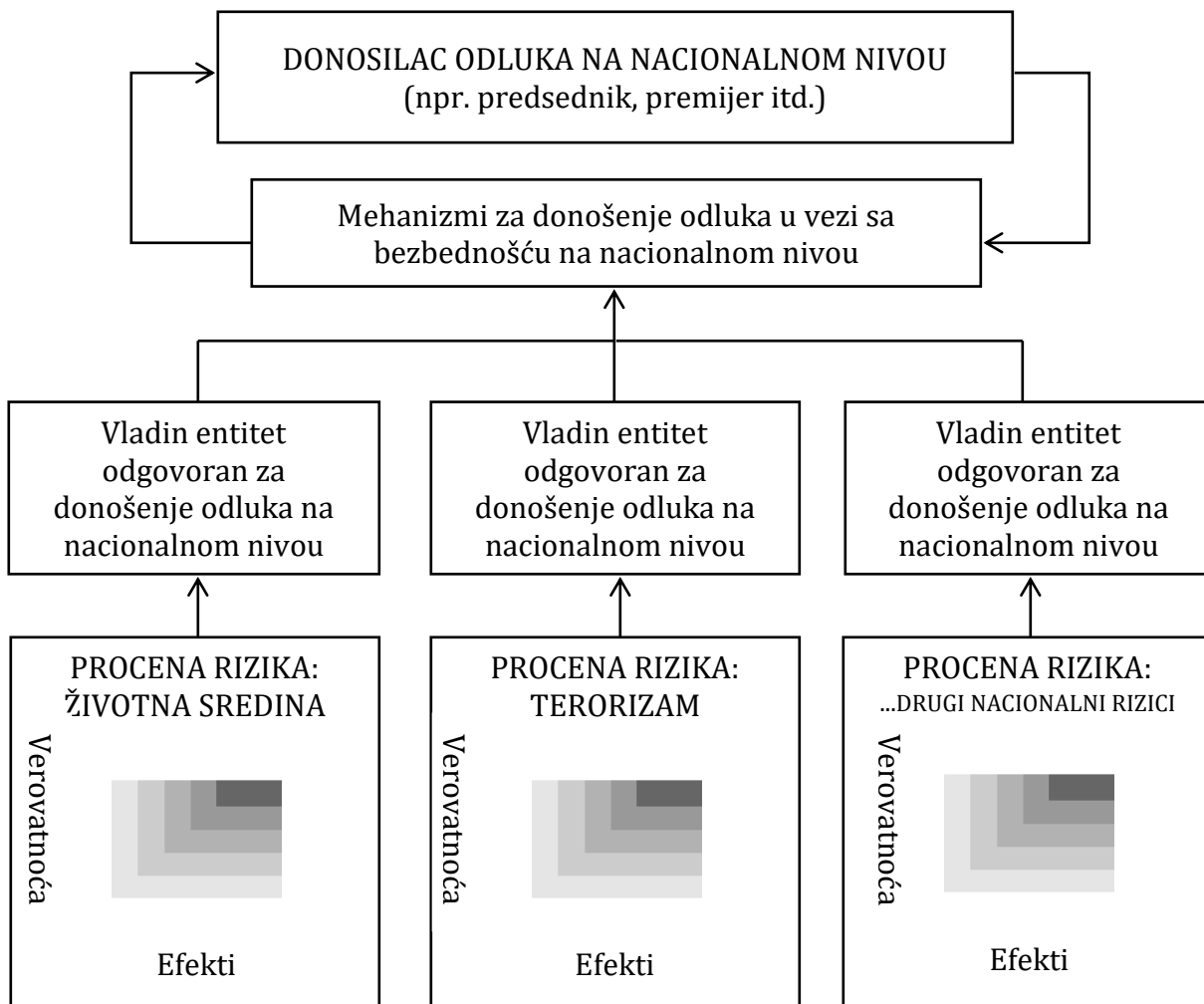
Kada je u pitanju procena rizika na nacionalnom nivou zemalja članice Evropske unije, ne postoji univerzalni pristup proceni ekološkog rizika. Ovde je cilj razumeti da i dalje kako ne postoji unificiran način ili model pristupa proceni ekološkog rizika na nacionalnom nivou, svakako to ne znači da se ništa ne čini po tom pitanju. Treba naznačiti da postoji Evropska Agencija za zaštitu životne sredine - EEA (engl. *The European Environment Agency*), koja predstavlja telo Evropske unije, ali nema mandat, kao što je to slučaj sa EPA, da predlaže i sprovodi zakone na globalnom evropskom nivou, iako je njen čest korisnik Evropska komisija koja je angažuje za vršenje određenih procena, najčešće savetodavno. Dodatno, sama po sebi Agencija ima delovanje koje nije ograničeno samo na Evropsku uniju već su članice Agencije i zemlje koje nisu deo Unije poput Islanda, Lihtenštajna, Norveške, Švajcarske i Turske tako da ukupno ima 33 članice sa pridruženim delovanjem zemalja koje su zatražile svoje članstvo, odnosno Albanija, Bosna i Hercegovina, Crna Gora, Makedonija i Srbija (EEA, 2016).

Kada su u pitanju ciljevi ove Agencije, deklarativno predstavljaju podršku postizanja održivog razvoja postizanjem merljivih i značajnih unapređenja stanja životne sredine celog evropskog kontinenta, putem obezbeđivanja podrške u vidu podataka i informacija za donošenje odluka telima (Vladama, Komisijama, Nacionalnim Agencijama, donosiocima odluka) zaduženim za donošenje ekoloških odluka, zakona, regulativa i smernica na nacionalnom nivou zemalja članica Agencije. Kroz takvo delovanje Agencija ima za cilj da sebe etablira kao vodeću evropsku organizaciju iz ove oblasti.

Može se zaključiti da je EEA tu da da smernice i informacije nacionalnim donosiocima odluka u oblasti zaštite životne sredine, ali da ima mnogo ograničeniji mandat u odnosu na EPA. Svakako, time se ne umanjuje značaj samog postojanja EEA, već se skreće pažnja na nedostatak tela koje bi imalo veći mandat na nivou cele Evropske unije. Ovo znači da zemlje i dalje imaju suverenitet kada su u pitanju pristupi i modeli procene ekološkog rizika na svom nacionalnom nivou. Ono što je ohrabrujuće jeste da se trenutno nadnacionalni problemi i politike rešavaju multilateralnim sporazumima između zemalja članica poput EU 2020, EU 2030, EU 2050 koji mogu ili da obavežu zemlje članice oko postizanja određenih ciljeva ili čije potpisivanje može biti izraz dobre volje zemalja koje su ih potpisale.

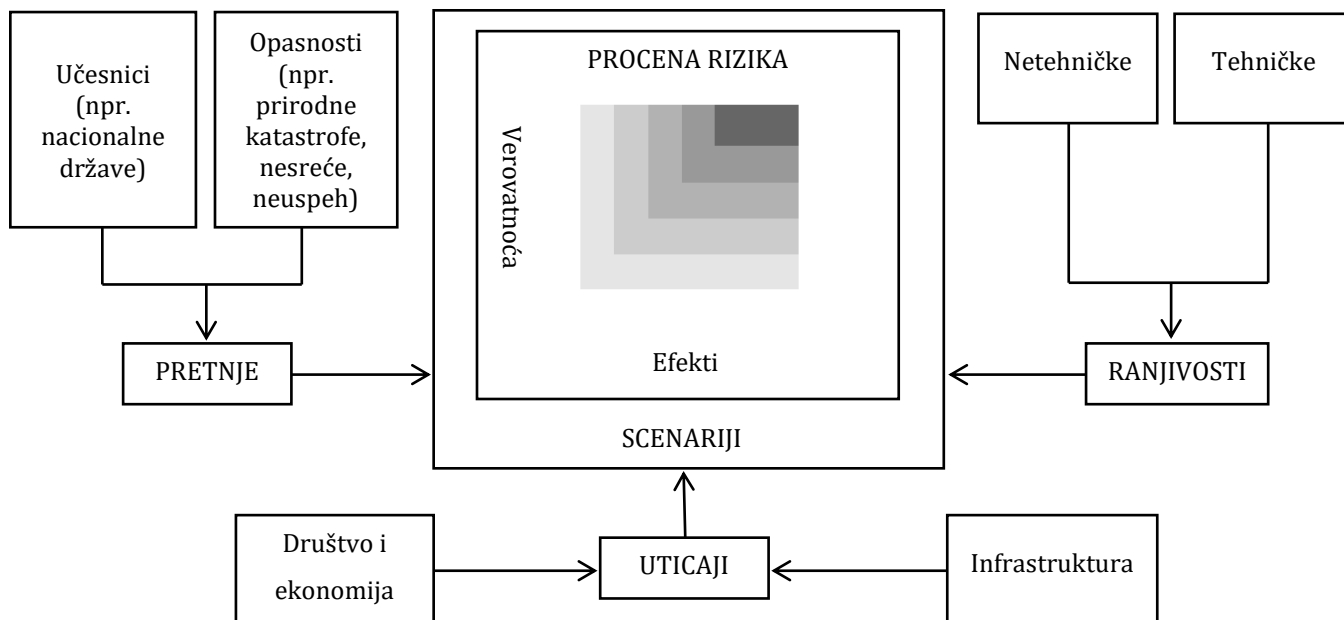
Trimintzios i koautori (2013) su pristupili problemu nepostojanja univerzalnog modela procene rizika na nacionalnom nivou zemalja Evropske unije. Iako je njihovo istraživanje urađeno pod okriljem Agencije Evropske unije za mrežnu i informatičku sigurnost (engl. *European Union Agency for Network and Information Security*), oni daju model koji je univerzalno primenjiv na sva druga pitanja procene rizika na nacionalnom nivou iako je inicijalna ideja bila bavljenje samo informatičkom bezbednošću i njenom procenom rizika informatičke bezbednosti. Isti autori daju modele procene rizika na nacionalnom nivou kojim bi bili potpomognuti nacionalni planovi za krizne situacije.

Na sledećem grafiku je predstavljen model odlučivanja na najvišem nivou apstrakcije koji posmatra odnos između ključnog donosioca odluke na nacionalnom nivou bilo da je to premijer, predsednik ili neko drugo telo, zatim mehanizme donošenja odluke te konkretnog problema koji spada u portfolio odgovarajućeg donosioca odluke.



**Slika 2.6. Inputi za donosiocce odluka na višim nivoima hijerarhije donošenja odluke Trimintzios i koautori (2013, p.9)**

Nakon toga autori analiziraju mehanizme donošenja odluka i procene rizika za konkretni problem i konkretnije daju analizu potencijalnih ulaza u procese procene rizika, i on je predstavljen na sledećem grafikonu.

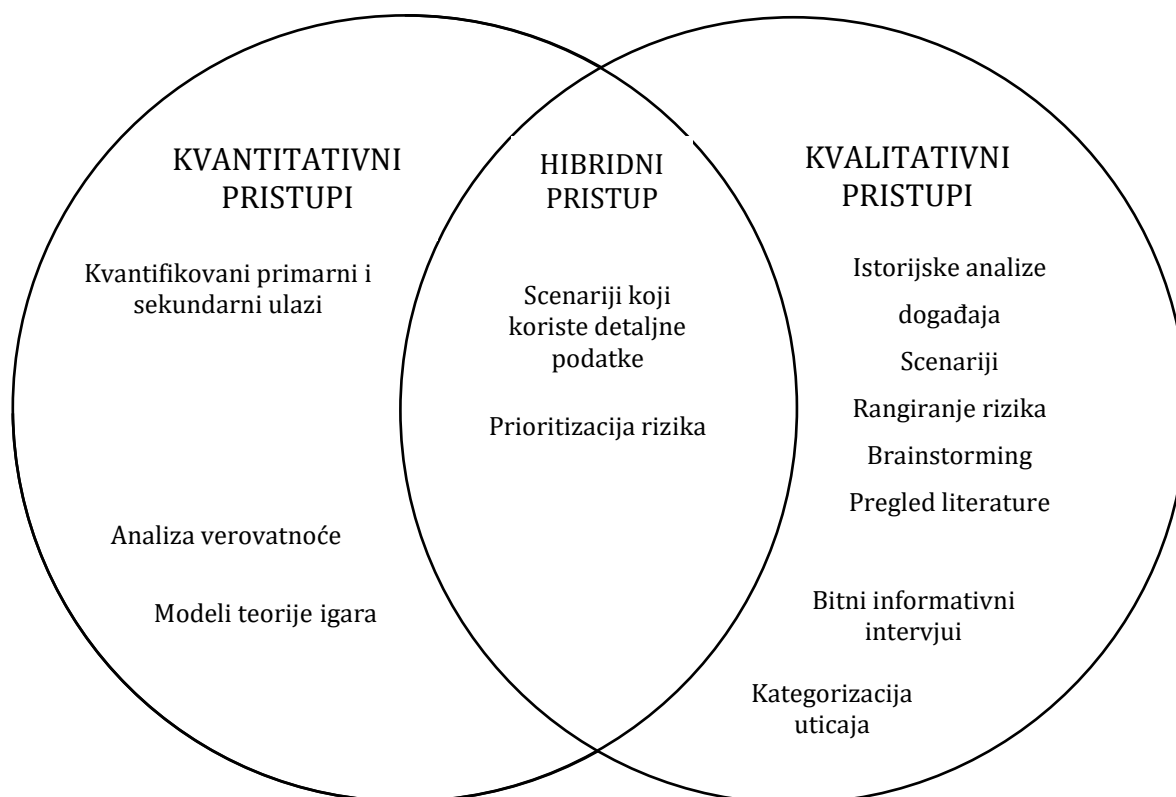


**Slika 2.7. Potencijalni ulazi za procenu rizika na nacionalnom nivou prema Trimintzios i koautori (2013, p.14)**

Iako pojedine zemlje imaju već implementirane modele procene rizika na nacionalnom nivou, autori zaključuju da to ne umanjuje potrebu za definisanjem nadnivoa nacionalne procene rizika na nivou Evropske unije. Dodatno ono što su analizirali jeste šta je to što uspešne modele čini efikasnim. Kada je u pitanju Ujedinjeno Kraljevstvo, zaključuje se da razlog njihove efikasnosti između ostalog, predstavlja informisano odlučivanje po pitanjima pretnji na nacionalnom nivou. Ovo uključuje odobravanje odluka i od strane ministara i vodećih naučnika iz oblasti koja se posmatra. U ovakvom odlučivanju se isključuju partikularni privatni interes i njegova potencijalna pretnja po poslovanje, jer se ponekad privatni interes kosi sa nacionalnim interesima, a nacionalni interesi odnose prevagu nad partikularnim interesom.

Kada su u pitanju pojedinačne oblasti nacionalnog rizika uključivanja eksperata ili naučnika se najčešće vrši kroz uključivanje odgovarajućih nacionalnih agencija, u ovom slučaju, odnosno kada su u pitanju nacionalne ekološke pretnje i rizici, onda je to nacionalna agencija za zaštitu životne sredine. Ove agencije dodatno na godišnjem nivou vrše ažuriranje podataka za oblast za koju su zadužene, a kada je nadležna institucija ili nepostojeća ili se ne može odrediti pod čiji rad posmatrani rizik potpada, onda se odluka po tom pitanju, podiže na viši nivo odlučivanja odnosno na aktera višeg ranga u odnosu na agencijski ili ministarski nivo.

Već je pomenuto da metodologija procene rizika varira od zemlje do zemlje, gde neke zemlje ne koriste formalizovanu metodologiju procene rizika. Glavne razlike između ovih metodologija Trimintzios i koautori (2013) predstavljaju kroz sledeći grafik gde su razdvojena tri dominirajuća pristupa: kvantitativni, kvalitativni i hibridni.



**Slika 2.8. Kvantitativni, hibridni i kvalitativni pristup prema adaptirano prema Trimintzios i koautori (2013)**

## 2.7. Ekološki menadžment i karakterizacija tipova odluka

Odluke ekološkog menadžmenta su posebnog karaktera i postoji više vrsta i tipova odluka koje zavise od toga ko je donosilac odluke, ko je potencijalno pogođen efektima odluke koja se donosi, kao i od toga šta je posmatrana ekološka problematika oko koje se donosi odluka.

Sexton i koautori (1999) u svojoj publikaciji koja je imala za cilj da sistematizuje donošenje odluka od strane Vlada, poslovanja i zajednica, daju karakterizaciju ekoloških odluka i sastavljaju listu koja pokriva široko polje uslova u kojima se te odluke donose. Iako klasifikacija koju daju nije konačna u smislu da obuhvata sve potencijalne scenarije u kojima se donosilac odluke može naći, daje vrlo značajan uvid u širinu same problematike ekološkog odlučivanja.

Sexton i koautori (1999) su sistematizovali predloženu klasifikaciju u šest dimenzija na osnovu šest karakteristika odluka:

1. Na kom društvenom nivou se ekološka odluka donosi?
2. Koji su značajni sadržajni aspekti ekološke odluke?
3. Kakvi su društveni uslovi po pitanju ekološke odluke koja se donosi?
4. Koje je stanje koje okružuje i koji su načini donošenja posmatrane ekološke odluke?
5. Koje su pretpostavke oko glavnih uzroka posmatranog ekološkog problema?
6. Koji kriterijumi se koriste za evaluaciju ekološke odluke?

Ovo sugeriše dalje po Sexton i koautorima (1999) da odgovori na ova pitanja determinišu mnogo značajnih faktora u pristupanju i sprovođenju procesa donošenja ekološke odluke, od toga da određuju koji disciplinarni ili multidisciplinarni pristup će biti iskorišćen ili koje analitičke metode će biti korišćene za donošenje konkretnih ekoloških odluka. Iako sama tipologija koju daju nije do kraja precizna, ipak daje okvir

koji bi trebalo da predstavlja sistematiku za lakše donošenje odluka po kategorijama i pod kategorijama problema koji se posmatra. Dodatno, ono što je sigurno jeste da ova klasifikacija daje lakši pristup za konceptualizaciju i kontekstualizaciju značajnih elemenata procesa donošenja odluka. Sama klasifikacija daje i tu slobodu da se po potrebi u različitim primenama proširuje, dopunjuje, i oblikuje shodno specifičnim zahtevima problema na koje se odnosi. Ta klasifikacija u svom nekonačnom obliku je predstavljena sledećim multidimenzionalnim karakteristikama ekološkog procesa donošenja odluka (Sexton et al., 1999, p.4):

- 1) Na kom društvenom nivou se ekološka odluka donosi?
  - a) Pojedinaac,
  - b) Grupa,
  - c) Organizacija,
  - d) Društvo.
- 2) Sadržajni domen ekološke odluke.
  - a) Vrsta problema:
    - 1) Kontrola kvaliteta vazduha,
    - 2) Kritična prirodna područja,
    - 3) Proizvodnja i distribucija energije,
    - 4) Zelene tehnologije,
    - 5) Menadžment prirodnih resursa,
    - 6) Istorijski, kulturni i estetski resursi,
    - 7) Urbanistička infrastruktura/menadžment razvoja,
    - 8) Upravljanje otpadom,
    - 9) Alokacija vode,
    - 10) Kontrola kvaliteta vode.
  - b) Prostorni kontekst:
    - 1) Društveno kreirane skale prostora (opštine, gradovi, države, zemlje),
    - 2) Prirodne systemske skale prostora (područja vodenih slivova, vazдушna područja),



- 3) Geološki kreirane skale (visoravni, doline, kotline, kontinenti, zemlja).
- c) Fizički – temporalni faktori:
  - 1) Istrajnost,
  - 2) Reverzibilnost,
  - 3) Kumulativni efekti,
  - 4) Kontekst (prošlost, sadašnjost, budućnost odlučivanja).
- 3) Društvene okolnosti po pitanju ekološke odluke koja se donosi.
  - a) Ključni donosilac odluke:
    - 1) Pojedinaac koji nastupa kao nezavisni agent
    - 2) Pojedinaac koji nastupa kao deo grupe, organizacije, Vlade ili Države
  - b) Učesnici u donošenju odluke:
    - 1) Vlade,
    - 2) Regionalne Vladine organizacije,
    - 3) Privredne asocijacije,
    - 4) Ekološke organizacije i grupe,
    - 5) Regionalna, lokalna zajednica,
    - 6) Zainteresovane i potencijalno pogođene strane.
  - c) Urgentnost odluke:
    - 1) Urgentne,
    - 2) Razmatrajuće.
- 4) Načini ekološkog odlučivanja.
  - 1) Hitno delovanje,
  - 2) Rutinske procedure,
  - 3) Orijetisanost na analizu,
  - 4) Elitni korpus (uključivanje individua sa elitnim ekspertskim znanjem),
  - 5) Upravljanje konfliktima,
  - 6) Kolaborativno učenje.
- 5) Pretpostavke oko glavnih uzroka posmatranog ekološkog problema.

- 1) Nedostaci naučnog saznanja i razumevanja o prirodnim sistemima ili efektima tehnološkog razvoja i upotrebe različitih tehnologija,
  - 2) Nebalansirane ili neadekvatne ekonomske inicijative koje okružuju donošenje odluke,
  - 3) Nepostojanje sistema poverenja i ključnih vrednosti,
  - 4) Neuspeh u korišćenju razumljivih pristupa (uska perspektiva).
- 6) Kriterijum za evaluaciju ekoloških odluka.
- a) Proces odlučivanja:
    - 1) Fer,
    - 2) Inkluzivan,
    - 3) Informisan.
  - b) Ishod odlučivanja:
    - 1) Radni,
    - 2) Pravno odgovoran,
    - 3) Efektivan,
    - 4) Efikasan,
    - 5) Pravičan,
    - 6) Održiv.

Kao što je već bilo navedeno, ova klasifikacija nije konačna u svom obuhvatu, ali svakako daje više nego korisnu i upotrebljivu sistematizaciju problema i iskustava koja umnogome objašnjava kompleksnost procesa donošenja ekoloških odluka. Iz navedenog se dodatno nameće potreba i za kreiranjem kompleksnijeg modela odlučivanja u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou, što je i tema ove disertacije. Takav model će biti predstavljen i analiziran u završnim poglavljima ove disertacije koji bi imao za cilj dodatno olakšavanje i sistematizaciju u procesu donošenja odluka koja bi trebalo da rezultira višim kvalitetom donetih odluka.

## 2.8. Procena rizika

Etimološko poreklo termina rizik potiče od grčke reči riza ( $\rho\iota\zeta\alpha$ ), čija upotreba može biti pronađena čak i u Odiseji, i koristi se kao izraz za podmorske stene pominjane u kontekstu potencijalnih pretnji brodovima koji prolaze blizu obale (Vujošević, 2008).

Takođe, rano poreklo ovog termina istoričari beleže u arapskom jeziku, a među prvima ga beleži Oksfordski rečnik engleskog jezika još početkom 17. veka, odnosno oko 1620. godine gde je termin rizik definisan kao (OED, 1989):

- „Izloženost mogućnosti gubitka, povredi, ili drugim neželjenim okolnostima, šansama ili situacijama koje uključuju takvu mogućnost”.

Ostale definicije koje se mogu izdvojiti su sledeće:

- Rizik je neizvestan događaj ili stanje koje ako nastane ima uticaj na najmanje jedan (projektni) cilj – definicija iz projektnog menadžmenta (PMI, 1996).
- Verovatnoća događaja umnožena rezultirajućim koristima ili štetama koje taj događaj nosi sa sobom. Ovaj koncept je poznat kao „očekivana vrednost” ili „faktor rizika” i služi za poređenje nivoa rizika (Rose, 1987).
- Verovatnoća nastajanja štete, odnosno pretnja štetom koja se može kvantifikovati, ili povreda, gubitak ili bilo koje druge negativne pojave koje nastaju kao posledica unutrašnje ili spoljašnje ranjivosti entiteta, a koje se mogu izbeći preventivnim akcijama (Jones, 2006).
- Efekat neizvesnosti na postavljene ciljeve (ISO, 2009a).
- Izražaj efekata i verovatnoće dešavanja nezgode kroz potencijalnu ozbiljnost efekta koji događaj nosi i verovatnoće njegovog nastajanja (Ericson, 2005).

Zaključuje se da se pod rizikom podrazumeva potencijal gubitka vrednosti, gde se pod vrednošću može smatrati fizičko zdravlje, socijalni status, finansijsko blagostanje, ali i bilo koja vrednost koju pojedinac, organizacija ili neki drugi entitet smatra značajnim. Kada je u pitanju preuzimanje rizika, pod njim se podrazumeva preduzimanje ili nepreduzimanje sagledivih ili nesagledivih akcija kojima se te vrednosti mogu dobiti ili izgubiti. Rizik može da se tumači i kao namerna ili nenamerna interakcija sa neizvesnošću. Ovde je važno razdvojiti pojmove neizvesnost i rizik, gde se pod neizvesnošću podrazumeva potencijalni, nepredvidivi ishod, dok je rizik posledica akcije preduzete uprkos svesnosti o riziku (Mun, 2006).

Neizvesnost koja je kvantitativno izraziva, više ne predstavlja neizvesnost, već scenario koji može da se kontroliše sa određenom sigurnošću, a gde neželjeni ishod koji može da se očekuje sa određenom verovatnoćom u stvari predstavlja rizik (rizik je neizvesnost sa posedovanjem informacija) (Knight, 1921). Odnosno po Knight (1921) razlika između neizvesnosti i rizika je ta da neizvesnost predstavlja nemerljivu, dok rizik predstavlja merljivu komponentu. Ova razlika je dalje objašnjena kao (Hubbard, 2014):

1. Neizvesnost: nepostojanje izvesnosti. Stanje ograničenog znanja gde je nemoguće egzaktno opisati postojeće stanje, buduće ishode ili više budućih ishoda.
2. Mera izvesnosti: skup mogućih ishoda gde znanje dozvoljava dodeljivanje verovatnoće pojavljivanja za svaki potencijalni ishod.
3. Rizik: stanje neizvesnosti gde neki mogući ishodi imaju neželjeni efekat ili nose značajni gubitak.
4. Mera rizika: skup izmerenih neizvesnosti gde neki mogući ishodi imaju neželjeni efekat ili nose značajan gubitak, a gde su poznate i izmerene veličine tih gubitaka.

Iz navedenog sledi da ne postoji rizik bez neizvesnosti i da postoji neizvesnost bez rizika, odnosno rizik po Hubbard (2014) mora da nosi sa sobom i potencijal i meru gubitka, dok neizvesnost ne mora, jer se mera neizvesnosti odnosi samo na verovatnoće dodeljene ishodima, dok se rizik odnosi i na verovatnoće ishoda i kvantifikaciju gubitaka na osnovu pojavljivanja tih ishoda.

U teoriji odlučivanja rizik se kao deo neizvesnosti ogleda i u podeli stanja u kojima se donosi odluka za stanja (White, 1969):

- izvesnosti,
- neizvesnosti,

gde se stanje neizvesnosti deli na:

- nestrukturiranu neizvesnost (nisu poznati svi mogući ishodi odluke),
- strukturiranu neizvesnost (poznati su mogući ishodi),
- rizik (poznati su mogući ishodi i verovatnoće njihovih pojavljivanja).

Ako se uzme da procena rizika predstavlja (ISO, 2009a):

- identifikaciju rizika,
- analizu rizika,
- evaluaciju rizika,

gde analiza rizika uključuje:

- analizu posledica,
- analizu verovatnoće pojavljivanja neželjenih događaja,
- analizu barijera i slojeva zaštite,
- analizu nivoa rizika,

onda iz toga sledi definisanje procene rizika kao identifikacije, analize i evaluacije rizika koji potencijalno mogu da ugroze funkcionisanje delova ili celokupnog sistema, dok je cilj procene rizika da obezbede informacije zasnovane na činjenicama koje doprinose donošenju informisanih odluka prilikom odabira između više raspoloživih opcija u uslovima neizvesnosti. Cilj je da se obezbedi donošenje odluka na način koji

umanjuje mogućnost pojavljivanja neželjenih posledica i neželjenih efekata tih posledica.

Ericson (2005) definiše pojmove koji su potrebni za razumevanje sprovođenja metoda i tehnika procene rizika i navodi njihove druge upotrebe i izvore:

- Rizik od nezgode (engl. *mishap risk*): verovatnoća da sistem prestane sa radom i rezultira smrću, povredom ili štetom.
- Akcident (engl. *accident*): neočekivani, neželjeni događaj, nezgoda, nepovoljni događaj ili neplanirani čin ili događaj koji za posledicu daje oštećenje opreme, alata ili bilo kog vida vlasništva ili povredu ili smrt lica.
- Nezgoda (engl. *mishap*): neplanirani događaj ili serija događaja koji rezultiraju smrću, povredom, bolešću ili štetom po životnu sredinu (MIL-STD-882D).
- Hazard (engl. *hazard*): bilo koje stanje koje može da rezultira povredom ili štetom sistema ili stanje koje je preduslov akcidentu (MIL-STD-882D).

Zaključuje se da nema jasno postavljene razlike između akcidenta i nezgode, što je posledica toga da su različiti analitičari razvijali metode i tehnike za procenu rizika koristeći termine koje su smatrali da su u dato vreme adekvatni za pojavu koju su želeli da opišu, kao i da dosta terminologije zavisi i od samih korišćenih metoda i autora koji ih primenjuju.

Kada je u pitanju *hazard*, on predstavlja stanje koje može, a ne mora da rezultira nezgodom. Preciznije, hazard je stanje koje predstavlja opasnost dok je *nezgoda* rezultat realizacije potencijala hazarda u aktivno stanje. To znači da kada se kod izračunavanja rizika vrši procena verovatnoće pojavljivanja neželjenog događaja, vrši se procena verovatnoće pojavljivanja hazarda, tj. stanja koje ima potencijal da postane nezgoda, kao i procena verovatnoće pojavljivanja nezgode. Procena ozbiljnosti efekata nezgode je procena ukupne štete koju taj događaj prouzrokuje.

U kontekstu rizika i procene rizika treba svakako definisati i upravljanje rizikom koje predstavlja identifikaciju, procenu i prioritizaciju rizika praćenu koordinacijom i racionalnom upotrebom resursa radi minimizacije, praćenja i kontrole verovatnoće i/ili efekata neželjenih događaja, gde se pod rizikom podrazumeva definicija data u standardu ISO 31000, odnosno „efekat neizvesnosti na postavljene ciljeve” (ISO, 2009a; Hubbard, 2009). Tako se upravljanje rizikom sprovodi sa ciljem maksimizacije iskorišćenja prilika u procesu dostizanja postavljenih ciljeva i obezbeđenja sprečavanja uticaja neizvesnosti na dostizanje postavljenih ciljeva (Antunes & Gonzalez, 2015).

Bitno je naglasiti da je mnogo godina od nastajanja koncepta upravljanja rizikom, taj koncept bio posmatran isključivo kao izbegavanje neželjenih efekata koji potencijalno mogu da ugroze definisane ciljeve, ali da se poslednjih godina upravljanje rizikom sve više shvata i kao potencijal za maksimizaciju zadatih ciljeva i prilika koje dovode do ostvarenja tih ciljeva.

Kao posledica sve češće upotrebe elemenata procene rizika na procenu verovatnoća pozitivnih ishoda prilikom odabira između više opcija i pri donošenju odluka o preduzimanju različitih akcija, razvija se posebna oblast, posebno u projektnom menadžmentu koja se naziva upravljanje prilikama (engl. *Opportunity assessment*) i procena prilika (engl. *Opportunity management*) (Hillson, 2003; Hillson & Murray-Webster 2004).

## **2.9. Percepcija rizika**

Ovo poglavlje ima za cilj ukazivanje na značaj uključivanja komponente percepcije u procenu rizika. Deo doprinosa ove disertacije jeste stvaranje modela koji će imati hibridni karakter odnosno uključivanje i kvantitativnih i kvalitativnih faktora koji utiču na procenu rizika, a pod tim treba da inkorporira i percepciju kao deo modela procene rizika na nacionalnom nivou.

Iako samo uključivanje percepcije u proces procene rizika može da bude jasno samo po sebi, treba krenuti od objašnjenja njenih prvih upotreba. Među prvim autorima koji je uočio značaj uključivanja percepcije kao komponente procene rizika je White (1945) i to kada su u pitanju prirodne katastrofe na nacionalnom nivou, odnosno na problemu poplava u Sjedinjenim Američkim Državama.

Buchecker i koautori (2013) daju značajan pregled literature u narednim decenijama kada je u pitanju definisanje rizika od prirodnih katastrofa koji se uglavnom definiše kao događaji u životnoj sredini ili „prirodni“ događaji ili ekosistemski događaji koji dovode do neželjenih efekata kada dođe do interakcije sa društvenim sistemima (Parker & Harding, 1979). Parker i Harding (1979) takođe uključuju značaj percepcije u proceni rizika od prirodnih katastrofa. A kako rizik na nacionalnom nivou uzimaju u obzir rizik od prirodnih katastrofa, to navodi na zaključak da je percepcija bitna za procenu rizika na nacionalnom nivou.

Procena rizika od prirodnih katastrofa se uglavnom definiše kao proizvod eksternog rizika odnosno hazarda, ranjivosti socijalnog sistema i njegove otpornosti (Birkmann et al., 2013), čime se dolazi do zaključka da prirodni hazardi ne mogu postojati van njihovog odnosa prema nekom socijalnom sistemu i ljudske interakcije i efekata koji se odnose na njih.

Buchecker i koautori (2013) navode i da se poslednjih decenija značajno ojačala veza upravljanja rizikom, analize i evaluacije rizika u metodologiji procene rizika.

Dodatno, prethodno je zaključeno da postoji mogućnost izrade nadnacionalnih planova u sprovođenju integrisanog modela procene rizika. Primer koji govori u prilog tezi da su takve politike moguće jeste plan integrisanog upravljanja poplavama na nivou Evropske unije, koji ima za cilj minimizaciju negativnih efekata po ljude, ekonomske i ekološke gubitke i istovremeno maksimizaciju društvenih, ekonomskih i



ekoloških koristi (Merz et al., 2010; Di Baldassarre & Uhlenbrook, 2012). Iz tog razloga Buchecker i koautori (2013) smatraju uvođenje percepcije i to svih interesnih strana kao faktora procene rizika i u isto vreme načina za njegovu kvantifikaciju kao ključni faktor u sprovođenju procene rizika i donošenja boljih odluka.

Preduslov za prethodno navedeno je da prvo moraju da se preispitaju dosadašnja istraživanja uticaja percepcije u proceni rizika i same njene definicije. Prema Kraljevskom društvu Ujedinjenog Kraljevstva (1992) percepcija se definiše kao „skup verovanja, stavova, ocena, osećaja kao i širih kulturoloških i društvenih pozicija koje se usvajaju u doživljajima pretnji prema stvarima koje vrednujemo“ (Pidgeon et al., 1992). Nešto šira definicija se primenjuje na društvene nauke zbog šireg opsega karakterizacije različitih hazarda i to kao percipirani uzroci i posledice rezultirajućih mera koje imaju za cilj sprečavanje odnosno umanjenje negativnih posledica po ljude, što je šire od klasičnog apstraktnog pristupa izražavanju neizvesnosti i gubitka (Pidgeon, 1998).

Kada se posmatra postojeća literatura iz oblasti percepcije rizika mora se primetiti da postoje dva različita pristupa i njihova upotreba: psihometrijski pristup koji se oslanja na statističke modele koji predstavljaju izveštavanje, zasnovano na pozitivističkoj tradiciji istraživanja koja se bave činjenicama i drugi pristup, odnosno teorija kulture, koja posmatra rizik kao društvenu konstrukciju (Pidgeon, 1998).

U poslednje vreme se koristi i koncept koji nastoji da pomiri ova dva pristupa i predstavlja svojevrsnu njihovu kombinaciju i koji se naziva mentalni model. Njegov cilj je da razume ljudsko poimanje rizika (Morgan et al., 2002).

Psihometrijski pristup je definisan krajem sedamdesetih godina prošlog veka (Fischhoff et al., 1978), kroz istraživanje koje je kasnije raščlanjeno u više zasebnih. Inače psihometrijski pristup se bazira na ispitivanju stavova, izražavanjem procene rizika i preferencija ispitanika za niz hazarda koji se vezuju za posmatrani sistem. Takvim pristupom ocene ispitanika posmatranih hazarda i prihvatljivosti podnošenja rizika i posledica pokazuju korelaciju sa kvalitativnim karakteristikama i mogućnostima kontrolisanja, prihvatanja problema, uplašenosti, postojanja i organizovanosti mera bezbednosti, potencijalom efekta, upoznatosti i znanja o posmatranom hazardu (Fischhoff et al., 1978).

Fischhoff i koautori (1978) razdvajaju dve komponente kod psihometrijskog pristupa, gde jednu komponentu opisuju kao „strah od rizika“ (koliko je posmatrani hazard van mogućnosti kontrolisanja, opasan, neželjen, potencijalno ugrožavajući), dok drugu komponentu ovog pristupa karakteriše „znanje“ o posmatranom riziku, odnosno realne činjenice o učestalosti koje nisu poznate, kao i odloženost efekata i potrebno prethodno iskustvo vezano za posmatrani rizik.

Zaključuje se da davanje ocene i procena rizika jesu subjektivni koliko god nepristrasno donosilac odluke pokušava da sagleda i procesuiru komponente procesa procene rizika. Kao takva, procena rizika zapravo predstavlja kombinaciju objektivnih naučnih saznanja i ličnih ocena koje su pod uticajem psiholoških, društvenih, kulturoloških i političkih faktora. U ovom delu je bitno zaključiti da kada se govori o subjektivnosti, ona dodatno dolazi do izražaja kada se uporede davanja ocena i sudova različitih procenitelja. Naravno, najuočljivija razlika je ona između davanja ocena „laika“ i „eksperata“, ali kao dodatno opravdanje za uvođenje percepcije kao komponente procene rizika jeste ta da su istraživanja pokazala da i kada „eksperti“ daju svoje ocene, makar koristili i matematičke formule i modele za davanje svojih ocena i sudova i dalje nisu imuni na uticaj svoje ličnosti, emocije, prethodno iskustvo, pristrasnost prema određenim faktorima, zaključuje Slovic i dodatno navodi da je ovo

samo najvidljivija uočena razlika, i ona na kojoj se temelji izučavanje ovih razlika, ali da svakako postoji i izražena razlika u davanju ocena na individualnom nivou bazirana na istim činiocima, koje dovode do velikih oscilacija u davanju ocena rizika (Slovic, 1999).

Takođe, dolazi se do zaključka da na percepciju rizika pored toga što je pod uticajem percipiranih potencijalnih šteta koje proizilaze iz različitih odluka na nju utiče i kvalitativno razumevanje korelirajućih hazarda. Ova razumevanja su povezana kako je to ranije navedeno i sa konkretnom konceptualizacijom vrednosti koje važe za donosioca odluka i kulturološkim sentimentom i kulturološkim normama konkretne zajednice i podneblja. Kulturološka teorija je uglavnom usvojena u antropologiji i ima za cilj istraživanje različitih kulturoloških zajednica i klasa koje se ispituju jer čine osnovu na kojoj individua, u ovom slučaju, donosilac odluka, posmatra određene hazarde jer je to poimanje vezano za vrednosti koje donosilac odluka smatra da su društveno dozvoljene, odnosno koje vrednosti treba čuvati, a koje vrednosti u slučaju njihovog potencijalnog ugrožavanja se mogu društveno smatrati prihvatljive. Ovaj model ne odvaja puno individu od ostatka društva i pretpostavlja da kulturološke norme koje društveno važe, važe i za donosioca odluka.

Zato se u jednom trenutku razvoja teorije o uticaju percepcije na procenu rizika, odvaja noviji pristup koji se naziva mentalni pristup. Mentalni pristup pretpostavlja da su takve diskrepancije moguće odnosno da je poimanje rizika vezano za konceptualizaciju stvarnosti koju ima donosilac odluka na osnovu svog prethodnog iskustva i na osnovu vrednosti koje on poseduje i uvažava kao i na osnovu svog ličnog znanja i dostupnosti informacija. Dodatno je primetno da ove razlike koje postoje kod različitih donosioca odluka variraju čak i u slučajevima kada donosioci odluka imaju jednaka znanja i dostupnost informacija. U takvim situacijama zaključuje se da pored svega navedenog, na percepciju rizika utiče i pozicija osobe u organizaciji, odgovornost kojoj osoba podleže u slučaju greške i na čije interese utiče doneta

odluka, a teorija ide toliko daleko da ukazuje i na činjenicu da na individualno poimanje rizika utiče i način na koji će mediji prihvatiti donetu odluku, jer su mediji danas više nego ikad, akter koji može oblikovati kako će organizacija koja donosi odluku biti prihvaćena u široj javnosti (von Glasersfeld, 1993).

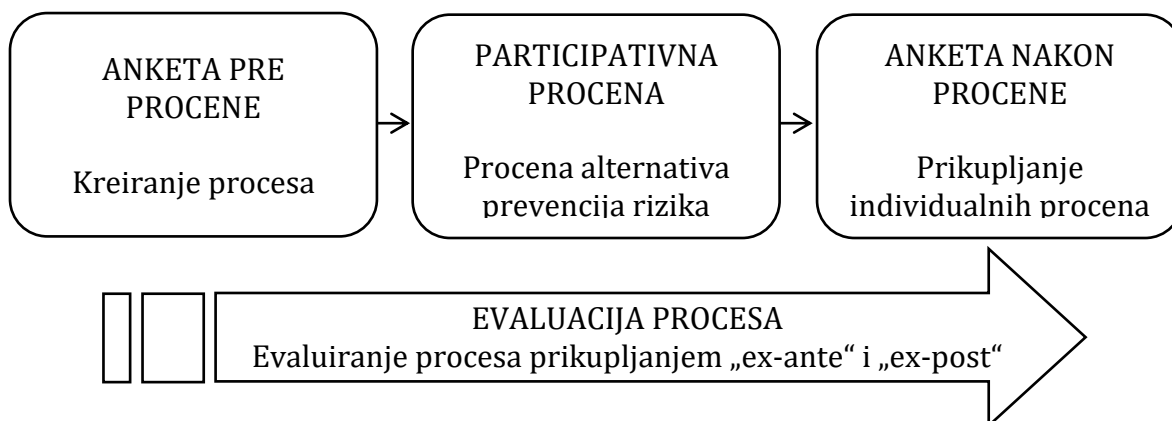
Buchecker i koautori (2013) zaključuju da većina literature koja pokriva polje percepcije rizika uglavnom ostaje na teoretskim osnovama, ali ne daje definitivan način kvantifikacije uticaja percepcije rizika na procenu rizika. Svakako time ne kažu da je kvantifikacija nemoguća, već ostavljaju više mogućnosti kao odgovor na navedeno pitanje. Oni izdvajaju studiju koja daje konkretnije predloge kako uraditi uspešnu kvantifikaciju. Ova studija se odnosi na istraživanje koje su izveli Plattner i koautori (2006) o faktorima koji utiču na percepciju.

Buchecker i koautori (2013) modeluju dobijanje percepcije rizika kombinovanjem pristupa jednosmerne i dvosmerne komunikacije rizika i strukturiraju je u sledeće tri faze:

- 1) Anketa pre procene sa ciljem dizajniranja odnosno konstruisanja samog procesa i prikupljanja informacija „*ex ante*“ odnosno pre činjenja same procene, dakle radije na predviđanju po subjektivnom osećaju nego na rezultatima.
- 2) Participativna procena alternativnih opcija u prevenciji rizika.
- 3) Anketa nakon procene, radi prikupljanja individualnih percepcija alternativnih scenarija preventivnih mera rizika, nakon obavljene procene i informacija o „*ex post*“ mišljenjima.

Sama procedura sprovođenja navedene tri faze se oslanja uglavnom na distribuiranje upitnika, koji su skoro identični članovima, interesnih grupa i donosiocima odluka. Neposredno pre participativne procene svi potencijalni donosioci odluka i interesne grupe dobijaju upitnike, koji su dizajnirani prema konkretnom znanju koji taj ekspert

ima o posmatranom riziku, kako bi ih samostalno popunili i učinili svoje procene, zatim u drugoj fazi učestvuju u zajedničkoj diskusiji koja bi trebalo da dovede do novih saznanja koja ispitanici nisu imali kada su samostalno popunjavali upitnik, i na kraju se još jednom sprovodi anketa kako bi se proverila i uključila u kalkulaciju promena percepcije kod ispitanika o navedenim pitanjima kada su dobili nova saznanja o tome kako na različite aktere utiču njihove inicijalno učinjene procene.



Slika 2.9. Uloga percepcije rizika u upravljanju rizikom (Buchecker et al., 2013, p. 3020)

### **3. MODEL EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA**

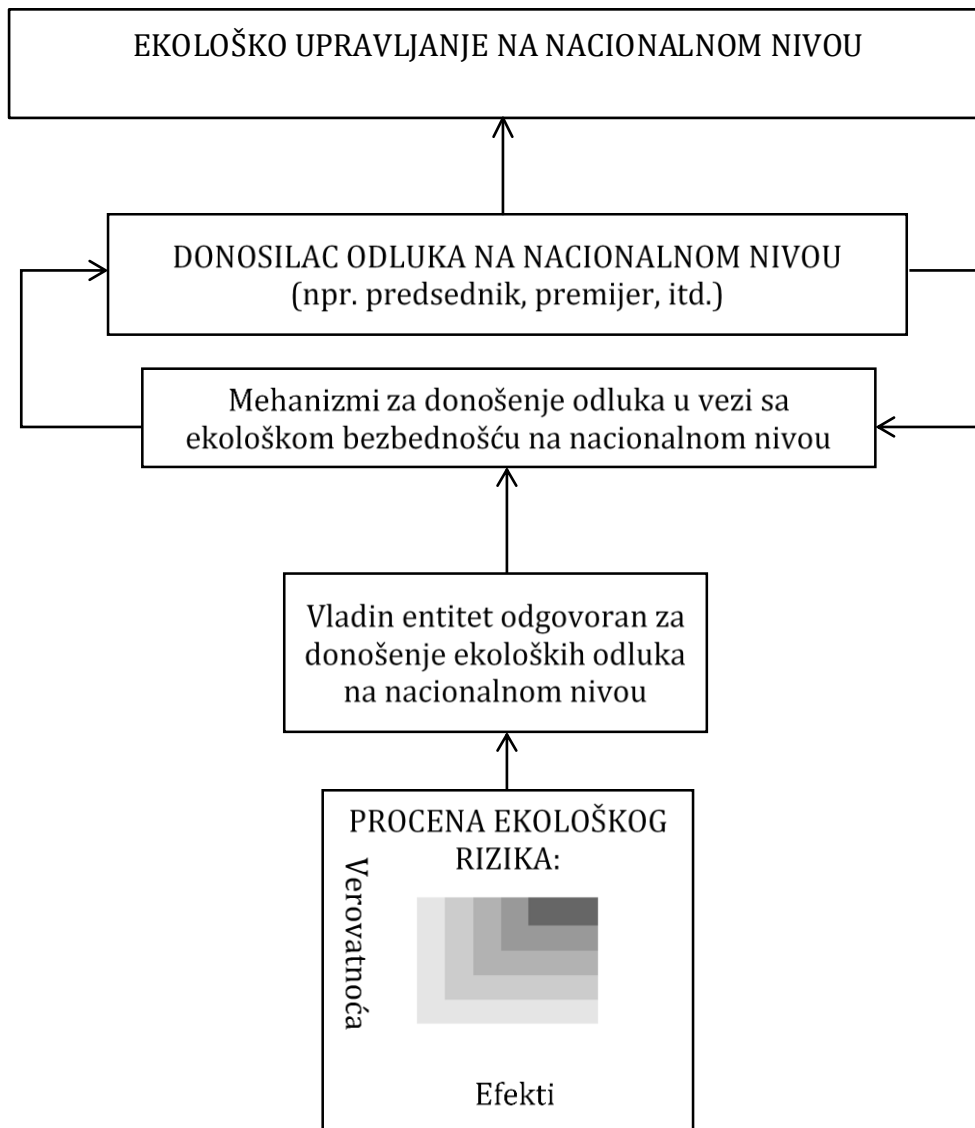
Kao što je najavljeno u uvodnim delovima ovog rada, ono što je potrebno uraditi kako bi ova disertacija bila kompletna jeste razviti model koji će biti predstavljen verbalno, grafički i matematički. Kako bi se došlo do toga, prvo se mora razjasniti teorija iza modela kako bi jednoznačno bilo određeno ono što je ključni doprinos disertacije. Tako gledano mora se prvo krenuti od objašnjenja šta model treba da ispunjava od uslova kako bi imao verbalne, grafičke i matematičke komponente.

Kako određene metode za procenu rizika zahtevaju subjektivne informacije, treba naznačiti da takve informacije mogu biti uključene u matematički model najčešće na bazi ekspertskeg mišljenja.

Cilj ovog poglavlja je da krene od ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, kreirajući konceptualni model za te potrebe, a zatim model koji će biti predstavljen verbalno, grafički i matematički. Konačno, u poslednjem delu ovog poglavlja će biti predstavljen metodološki pristup ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou.

#### **3.1. Hijerarhija donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou**

Da bi se kreirao model koji bi služio za ekološko upravljanje na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika, mora se krenuti od najvišeg nivoa apstrakcije, a kao dokaz ove pretpostavke na sledećem grafiku je predstavljen predlog adaptiranog modela za potrebe donošenja odluka na nacionalnom nivou od ekološkog značaja koji Trimintzios i koautori (2013) upotrebljavaju u svrhe definisanja granske nadležnosti po različitim oblastima. Na prvom nivou ovog modela je predstavljena relacija nacionalnog ekološkog upravljanja kroz model donošenja odluka na nacionalnom nivou.



**Slika 3.1. Hijerarhija donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou adaptirano prema Trimintzios i koautori (2013)**

Na samom početku razvoja ovog modela je bitno istaći da je ideja da će se kao što je to ranije pominjano, u ovom modelu koristiti hibridni pristup, odnosno da će se model zasnivati na primeni i kvantitativnog i kvalitativnog pristupa, kao i kvantitativnih i

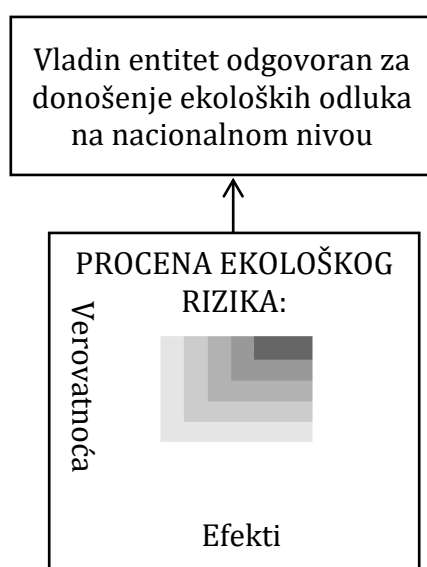
kvalitativnih komponenata modela, a i da će same metode i tehnike za procenu rizika koje se mogu u model integrisati biti kvantitativne i kvalitativne.

U ovom stadijumu razvoja modela na najvišem nivou apstrakcije jeste ideja uspostavljanja jedinstvene hijerarhije u lancu donošenja odluka na nacionalnom nivou, kao vid ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou. Tu se svakako nailazi na pluralizam jer iako je ovako predstavljen model hijerarhije univerzalno primenjiv i adaptibilan u odnosu na različita društvena uređenja, može se shodno tome različito i implementirati. Pod pretpostavkom da je posmatrani društveni sistem država, sa republičkim reprezentativno demokratskim uređenjem, govorimo o sistemu koji je trenutno najzastupljeniji. Na vrhu hijerarhije se nalazi donosilac odluka sa najvišim ovlašćenjima, izabran kroz izborni sistem posmatranog društvenog uređenja. U nekim zemljama je to predsednik, u nekim premijer, a u slučaju monarhije to može biti kralj, car ili drugo lice koje obavlja ulogu šefa države. Takođe treba istaći da to može biti i više lica, kao što je to slučaj u Švajcarskoj Konfederaciji gde ulogu šefa države vrši Švajcarsko savezno veće koje čini sedam članova.

Ako se pogledaju države u kojima ekološke politike pokazuju najveću stopu implementacije i efikasnosti, govorimo ipak o državama gde postoji nacionalno definisan entitet koji je baziran na ekspertskom znanju iz oblasti konkretnih ekoloških problema sa kojima se zemlja suočava. Za potrebe ovog modela polazi se od toga da model treba da bude implementiran pod preduslovima da donosioci odluka u ovim konkretnim situacijama treba da budu upravo takvi entiteti sa odgovarajućim telima i agencijama. U primeru koji će biti predstavljen u narednom poglavlju to je Evropska agencija za zaštitu životne sredine (EEA), dok je na području SAdA to EPA, ili u slučaju Republike Srbije Agencija za zaštitu životne sredine (AZŽS). Donosilac odluke na osnovu rada nacionalnih agencija za zaštitu životne sredine je najčešće nadležno ministarstvo - u slučaju Republike Srbije, Ministarstvo zaštite životne sredine.



Za dalji razvoj modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika, moraju se definisati koraci donosioca odluke, što su u ovom slučaju koraci koje pravi Vladin ekspertski entitet i način integrisanja metoda procene rizika u proces donošenja odluka. Čak i na najvišem nivou apstrakcije taj model izgleda vrlo intuitivno, odnosno predstavljen je samo vezom procesa procene rizika i entiteta koji ga sprovodi. Dodatno, sa naredne slike je jasno da procena rizika predstavlja ulazne informacije za ekološko upravljanje na nacionalnom nivou.

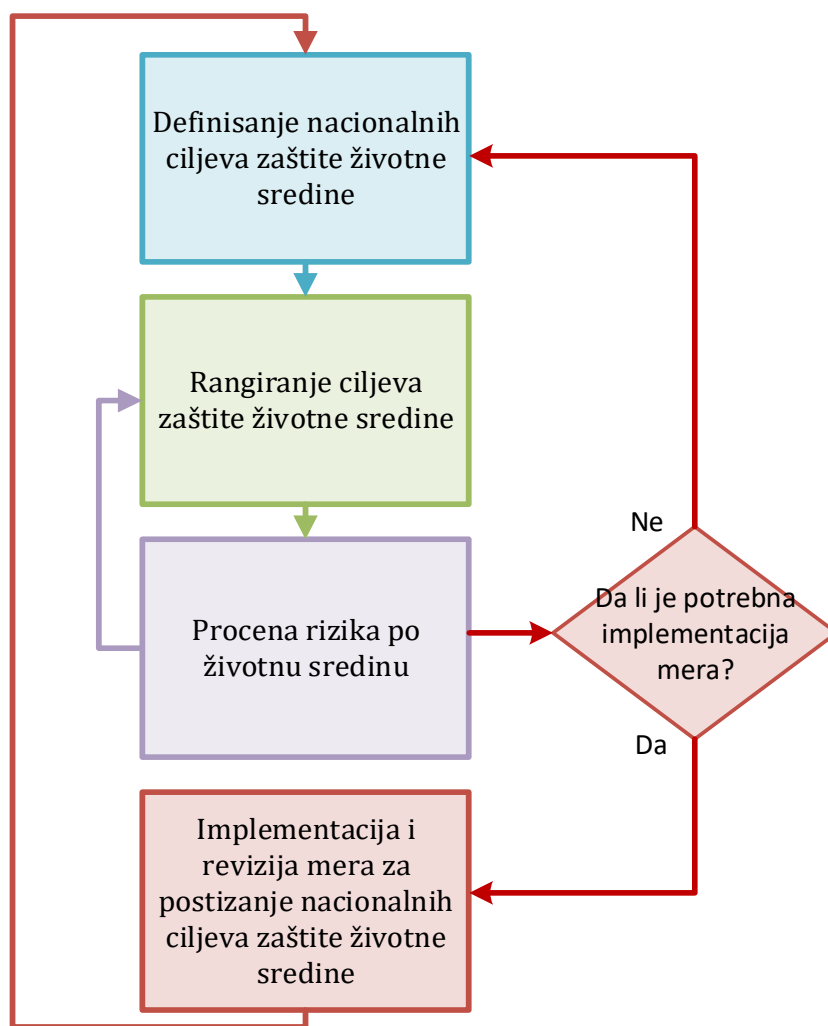


**Slika 3.2. Relacija nacionalnog tela za donošenje odluka na nacionalnom nivou i procene rizika adaptirano prema Trimintzios i koautori (2013)**

Ono što je u sledećoj iteraciji od interesa jesu svi ostali podproces sistema na nižim nivoima dekompozicije koji u predloženom modelu trebaju da dovedu do predloga odluka za donošenje i ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.

### 3.2. Konceptualni model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou

Da bi se došlo do modela koji će biti predstavljen kroz različite korake grafičko matematičke reprezentacije, krenuće se od predstavljanja konceptualnog modela ekološkog upravljanja koje bi taj model trebalo da uključi s obzirom na prethodno urađen pregled literature u prilogu 1 i prilogu 2 ove disertacije.



Slika 3.3. Konceptualni model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou (Model EUnn-IMPR) (izvor: autor)

Konceptualni model je baziran na četiri tematske jedinice koji su ujedno i četiri koraka konceptualnog modela. Navedena četiri koraka čine istovetne tematske oblasti koje karakterišu i sam model, a koje su definisane procesima koji će biti predstavljeni u narednom delu disertacije. Ta četiri koraka su predstavljena na slici 3.3. i čine ih:

- definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine,
- rangiranje ciljeva zaštite životne sredine,
- procena rizika po životnu sredinu,
- implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine

Kod konceptualnog modela je bitno primetiti da navedena četiri koraka predstavljaju rekurentan niz, tj. da su koncipirana tako da se kontinuirano sprovode, kao vid težnje stalnom umanjenju ekoloških rizika. Odnosno konceptualni model predstavlja konstantnu funkciju ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, gde jednu iteraciju predstavljaju navedena četiri koraka, a gde poslednji korak jedne iteracije predstavlja ulaznu osnovu za prvi korak naredne iteracije.

Sve navedene korake modela sprovodi nacionalni ekološki entitet koji je ranije spomenut i koji funkcioniše kao sprega, što je prikazano i na grafiku hijerarhije donošenja odluka, između ekspertske procene rizika i najvišeg nivoa donošenja odluka na nacionalnom nivou. Dok se implementacija mera za postizanje ciljeva zaštite životne sredine može raditi u zavisnosti od ekološkog pitanja ili direktno od ekspertske entiteta ili od strane državne administracije. Mere i instrumenti će dodatno biti objašnjenje kao i nosioci aktivnosti u nastavku ovog poglavlja.

Po svojoj definiciji taj entitet predstavlja ekspertsko telo, koje daje na predlog odluke za usvajanje na najvišem nacionalnom nivou ili, ako je tako definisano, ima autonomiju po svim ili pojedinim ekološkim pitanjima da donosi odluke samostalno.

Takvo ekspertsko telo identifikuje, analizira i procenjuje ekološke probleme po svom značaju i utvrđuje i implementira korektivne mere za prevenciju i umanjene posledica ekoloških problema.

### **3.2.1 Definisane nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine**

Kao prvi korak i tematska oblast koja čini okosnicu procesa modela jeste definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine. Ovaj korak konceptualnog modela u velikoj meri zavisi od tri činioca koja su i preduslov definisanju nacionalnih ekoloških ciljeva, i to:

- postojeće društveno uređenje,
- hijerarhija odlučivanja koja karakteriše društveno uređenje,
- odabir načelnog ekološkog principa.

Ovo načelno znači da model uzima u obzir postojanje različitih društvenih uređenja i s obzirom na to može biti univerzalno primenjen. Dakle, primenjiv je na bilo koji vid konstitutivne republike, ali takođe i na različite oblike monarhije, kao i na autokratije. Model ne uzima u obzir da li sama po sebi društvena uređenja na koja bi se primenio, imaju legitimitet ili stanja društvenih prava ili stanja kvaliteta životne sredine u njima. Model funkcioniše kao katalizator ispunjenja ciljeva životne sredine, gde neispunjenje datih ciljeva posmatra kao rizike, a u odnosu na ekološke principe koji su postavljeni kao ograničenja.

Drugi činilac koji je bitan u ovom koraku konceptualnog modela jeste definisanje hijerarhije odlučivanja u okviru društvenog uređenja na koji se model primenjuje. Naime, ideja je doći do jasne strukture definisanja odluke kao i odgovornosti koje na različitim nivoima hijerarhije postoje u lancu donošenja odluka. Na ovaj način dolazi do nepodeljene odgovornosti za eventualne posledice u sistemu odlučivanja kao i jasnog poznavanja nadležnosti po različitim pitanjima kojih se odluke tiču, kao i nadležnosti vezane za ozbiljnost odluke koja se donosi. Odnosno ideja je definisanje

nivoa u hijerarhiji donošenja odluka po različitim nivoima pitanja za koja su vezani. Cilj je definisanje autonomije donošenja odluka nižih nivoa u hijerarhiji odlučivanja za pitanja koja se definišu kao rizici nižeg reda, kako bi se postigla optimalna efikasnost u angažovanju resursa odlučivanja. Najbitnije je da ovaj činilac određuje stepen autonomije nacionalnog ekološkog entiteta kao i domen i stepen njegovih ingerencija.

Konačni činilac ovog koraka konceptualnog modela jeste definisanje načelnog ekološkog principa koji bi bio pricipijelna smernica za definisanje ciljeva zaštite životne sredine, gde definisanje načelnog principa zavisi od usvojene ekološke filozofije, odnosno od toga gde društveni sistem, sa svojom hijerarhijom odlučivanja, pozicionira ulogu i vrednost životne sredine u odnosu na čoveka ili generalno u hijerarhiji vrednosti. Na osnovu ovog principa se bazira i delovanje nacionalnog ekološkog entiteta, kao i vrste odluka koje donosi i način predlaganja rešenja i predloga odluka koje šalje na usvajanje višem nivou odlučivanja.

Kada su ova tri preduslova ispunjena, pristupa se definisanju nacionalnih ciljeva na osnovu težnji nacionalnih politika, shodno usvojenim ekološkim vrednostima. U ovom koraku definisanje ciljeva može predstavljati kombinaciju težnji kreatora politika na nacionalnom nivou i ekspertske procene, ili može biti posledica međunarodnih sporazuma koji su za zemlju obavezujući.

Rezultat ovog koraka predstavlja ulazne podatke za naredni korak, tj. za rangiranje definisanih ciljeva

### **3.2.2 Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine**

Nakon definisanja nacionalnih ciljeva, sledeći korak konceptualnog modela treba da napravi razliku u važnosti među definisanim ciljevima. Da bi se došlo do inicijalnog ranga među postavljenim ciljevima, prvo se definišu problemi životne sredine koji se odnose na postavljene ciljeve. Nakon definisanja liste odgovarajućih problema,

potrebno je uraditi procenu rizika po svim definisanim ekološkim problemima, čemu prethodi odabir metode procene rizika shodno problemu koji se posmatra. Rezultat ove inicijalne procene rizika je baziran na ekspertskoj proceni i shodno tome, odabir metode za ovaj korak procene rizika je među ekspertskim metodama.

Nakon dobijanja ranga problema, sledi definisanje seta indikatora ili kriterijuma, odnosno mera za praćenje definisanih problema. Ovako dobijena lista ekoloških problema predstavlja ulazne podatke za sledeći korak konceptualnog modela odnosno za procenu rizika, koja na osnovu dobijenog inicijalnog ranga problema, uzima redom probleme iz liste i sprovodi procenu rizika za svaki od njih. Takođe, u ovom koraku se nakon učinjene ekspertске procene rizika koja se bazira na davanju vrednosnih sudova, tj. na davanju ocene od strane eksperata, pronalaze odgovarajući indikatori po svakom identifikovanom ekološkom problemu. Oni se u ovoj fazi ne koriste već služe kao ulaz za sledeći korak.

U ovom koraku je i prva instanca integracije metoda procene rizika u proces odlučivanja na nacionalnom nivou, ali se ona u ovom koraku zadržava na uključivanju ekspertске procene rizika, odnosno korišćenjem metoda procena rizika baziranih na ekspertskim subjektivnim sudovima o postojećim ekološkim problemima.

### **3.2.3 Procena rizika po životnu sredinu**

U ovom koraku se nakon dobijenih ulaznih podataka iz prethodnog koraka, uzimaju redom rangirani problemi po ekspertskoj oceni i pristupa se kvalitativno-kvantitativnoj proceni rizika po svim problemima, ali sada koristeći indikatore koji su dodeljeni i rangirani po značajnosti u prethodnoj fazi. Na grafiku konceptualnog modela se vidi da su ova dva koraka povezana povratnom petljom. Razlog za to je što se problemi uzimaju redom po svom rangu važnosti, i pristupa se sveobuhvatnoj proceni rizika pojedinačno po svakom problemu uzimajući u obzir indikatore koji su se pokazali kao najznačajniji za praćenje tog problema. Ovaj postupak se ponavlja sve

dok se po svim problemima ne dobije rezultat kvalitativno-kvantitativne procene rizika. Kao rezultat ovog koraka dobije se lista koja sadrži rang ekoloških problema nakon integrisane procene rizika.

U ovom koraku se dodatno vidi značaj integrisanja metoda procene rizika u proces ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou. Ovo predstavlja drugu instancu te integracije jer, kao što je pomenuto u objašnjenju drugog koraka, i u tom koraku dolazi do integracije procene rizika, ali u toj instanci se ona bazira na ekspertske proceni, dok se ovde bazira na konkretnoj implementaciji kvalitativno-kvantitativne metode koja se odabere kao najadekvatnija za posmatrani problem.

Dodatno u ovom koraku, radi dobijanja integrisane procene rizika, ideja je uključiti dodatne faktore procene rizika, ako to mogućnosti dozvoljavaju i ako za to ima potrebe. Konkretno u primeru koji će biti prikazan u objašnjenju u ovom poglavlju, to su faktori percepcije rizika i sklonosti ka riziku.

#### **3.2.4 Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine**

Nakon dobijanja liste rangiranih ekoloških problema nakon kvalitativno-kvantitativne procene rizika bazirane na integraciji metoda za procenu rizika korišćenjem ekoloških indikatora koji su ocenjeni kao mere od značaja po svim identifikovanim ekološkim problemima, dobijeni su ulazni podaci za sledeći i poslednji korak jedne iteracije ovog konceptualnog modela.

Kada je dobijen rang problema, ono što sledi je predlog korektivnih mera, odnosno mera koje bi za cilj imale umanjeње ranga rizika identifikovanih problema. Korektivne mere takođe treba identifikovati, ali i proceniti jer nisu sve korektivne mere po različitim problemima jednako primenjive, ali ni jednako efektivne ni efikasne. Ovde je bitno napomenuti i da se ponovo preispituje autonomija nacionalnog entiteta u

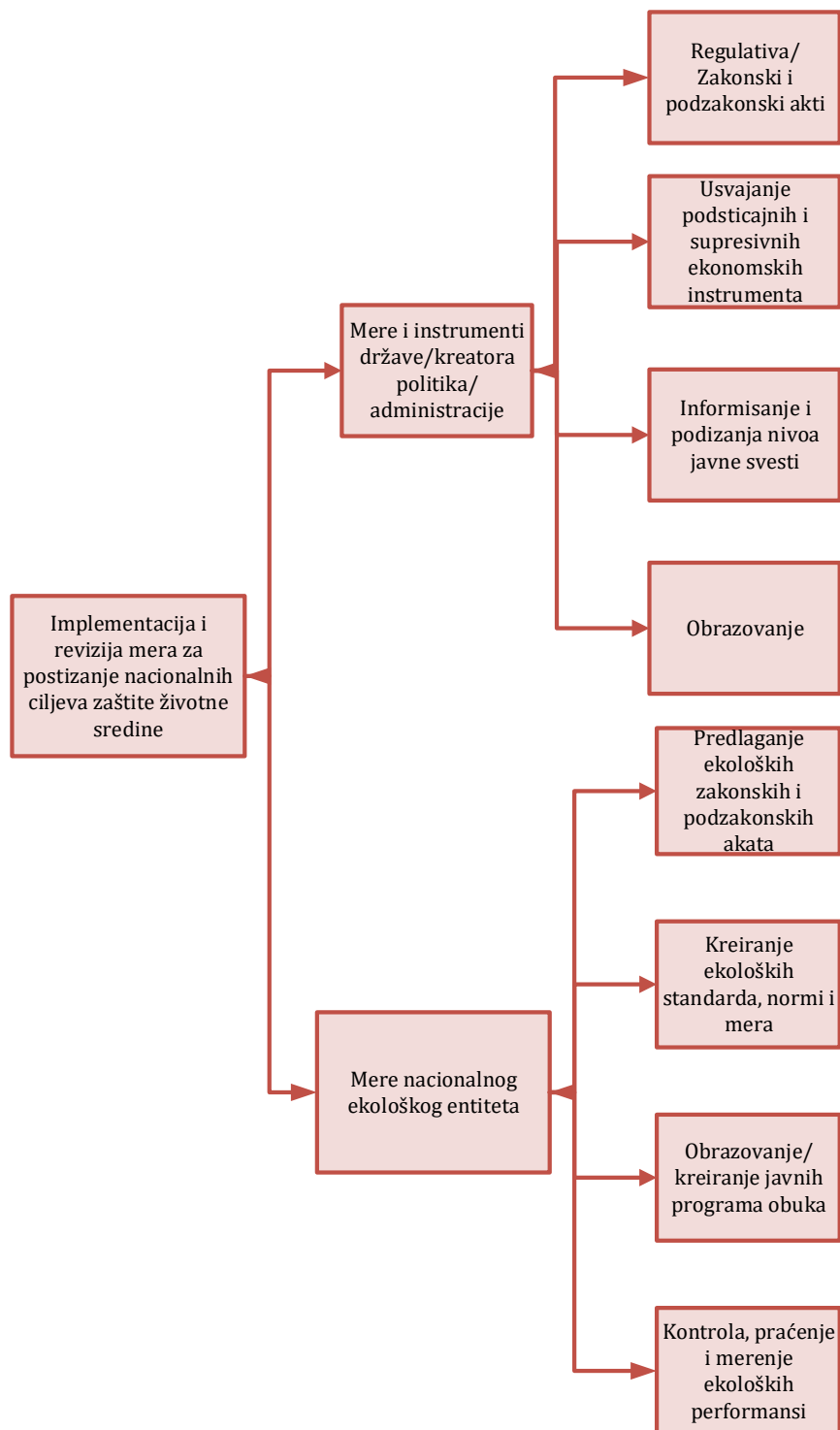
mogućnosti sprovođenja navedenih mera. Međutim, svakako za jedan deo mera mora biti direktno nadležan nacionalni ekološki entitet, a za drugi držav, kreatori politika i državna administracija.

Tako da se ovde izdvajaju dva tipa mera s obzirom na to ko je njihov predlagač i nosilac aktivnosti. Na nacionalnom, makro nivou predlagači mera mogu biti Vlada odnosno kreatori politika ili nacionalni ekološki entitet kao ekspertsko telo. U idealnom scenariju su ova dva tela i njihove aktivnosti u povratnoj sprezi. Na Vladi se nalazi mogućnost uvođenja mera baziranih na podsticajnim i supresivnim zakonskim, podzakonskim aktima i instrumentima. U ovom konkretnom slučaju instrumenti se definišu kao alati sprovođenja ekoloških politika. Pod instrumentima ekoloških politika se misli na ekonomske podsticaje u vidu subvencija ili poreskih olakšica za ekološki odgovorno ponašanje ili suprotno ekoloških taksi, poreza i kazni za ekološki neodgovorno ponašanje. Među ostalim merama koje može primeniti državna administracija odnosno kreatori politika se još izdvajaju i informisanje javnosti u cilju podizanja nivoa opšte javne ekološke svesti, kao i jačanje uloge obrazovanja u postizanju ekoloških ciljeva (Jänicke, & Jacob, 2006; Jänicke, 2008).

Kada je u pitanju nacionalni ekološki entitet, koji je telo ekspertskeg karaktera, već je pomenuto da ingerencije takvog tela variraju od države do države u zavisnosti od stepena autonomije i legislativne moći koju takvo telo poseduje. Tako da najčešće postoji i neki presek u ulogama kada su mere koje ovo telo može doneti sa merama koje može doneti država, kreatori politika odnosno članovi administracije. Ono što bi bila razlika jeste da najčešće nacionalni ekološki entitet nema mogućnost donošenja zakona i podzakonskih akata već se češće nalazi u ulozi njihovog predlagača. Sa druge strane nacionalni ekološki entitet se nalazi u ekspertskeg ulozi koja se ogleda u kreiranju ekoloških standarda, mera i norm i kao kontrolor ispunjavanja tih standard te postavljenih ciljeva, praćenjem i merenjem odgovarajućih ekoloških indikatora.



Takođe se može zaključiti da je obrazovno informativna funkcija deo mera koje treba da sprovode oba ova entiteta.



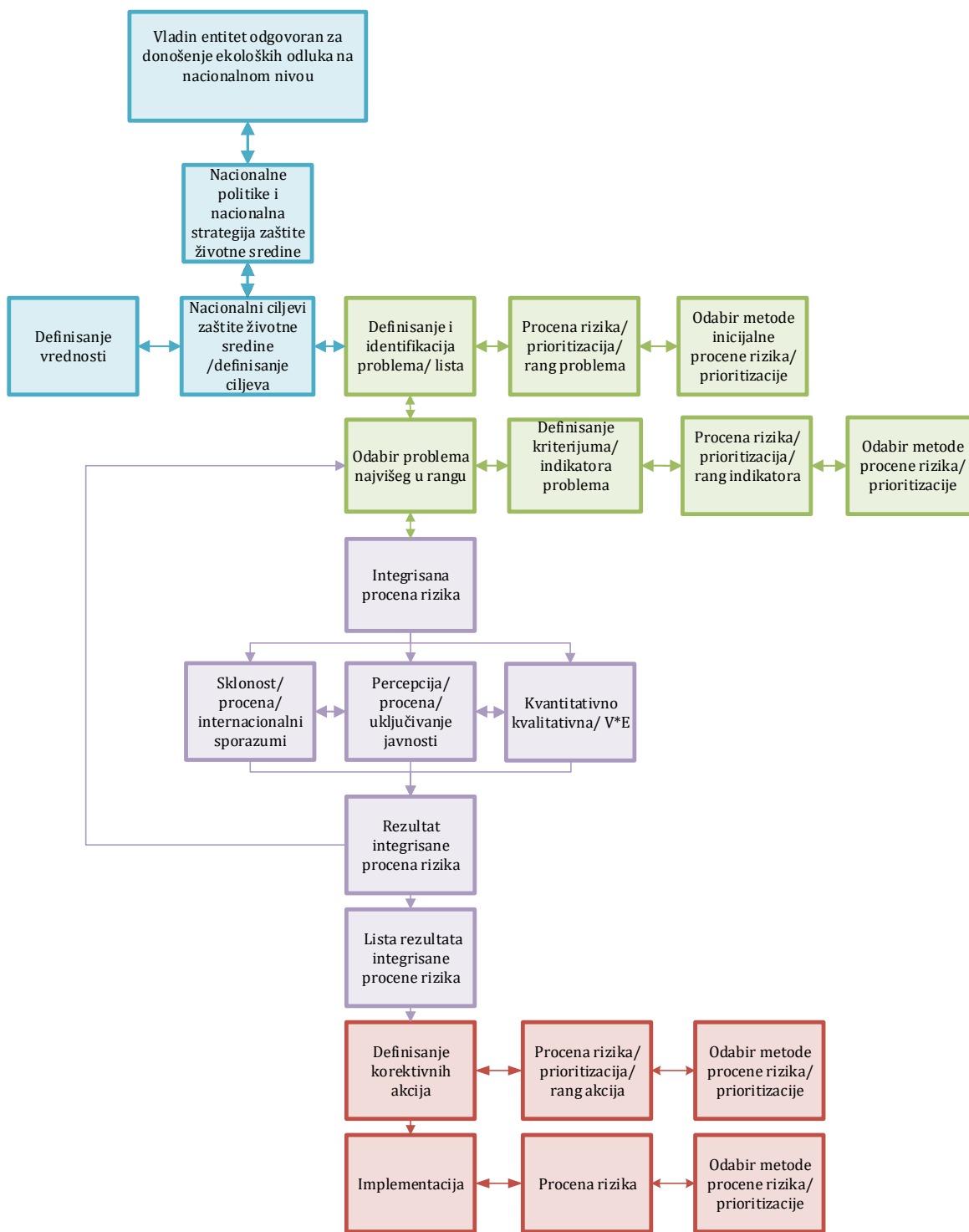
**Slika 3.4. Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine (izvor: autor)**

Nakon predloga korektivnih mera i njihovog usvajanja, sledi faza implementacije i praćenja rezultata do kojih su korektivne mere dovele. Osim u situacijama, a kao što je predstavljeno u konceptualnom modelu, u kojima se zaključi da korektivne mere nije potrebno implementirati.

Kao što je prikazano na grafiku konceptualnog modela, ovim korakom jeste završena jedna iteracija njegove primene, ali kao što je takođe prikazano na grafiku, postoji povratna sprega ovog koraka ka prvom koraku konceptualnog modela. Razlog za to je što rezultati ovog koraka u isto vreme predstavljaju izlaz iz konceptualnog modela, ali se posmatraju i kao ulaz u prvi korak modela jer služe kao nova osnova sprovođenja prvog koraka. Odnosno, rezultati ovog koraka mogu, a u idealnom scenariju bi i trebalo, da posluže kao osnova za definisanje novih nacionalnih ekoloških ciljeva, strategija i politika. Sam konceptualni model nužno ne završava ovde jer se ciklus može završiti nakon pet koraka, jer prvi korak modela može ujedno biti i poslednji odnosno, peti korak modela. Ili dodatno, da se nakon četvrtog koraka ciklus jednostavno konstantno ponavlja, što bi bio i idealan scenario u kom se stalno teži poboljšanju stanja životne sredine konstantnim umanjnjem ekoloških rizika.

### **3.3. Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Koraci koji su konceptualno predstavljeni u poglavlju 3.2. su u ovom delu disertacije predstavljeni konkretno kao procesi sistematizovani u model. U isto vreme tako objašnjeni procesi pokazuju i veze tj. relacije među tim procesima. Navedeni procesi su takođe sistematizovani kroz četiri koraka konceptualnog modela. Bitno je primetiti da između najvećeg broja definisanih procesa modela postoje povratne veze, koje su tu kao ilustracija postojanja iterativne povratne sprege između najvećeg broja procesa jer su uzajamno dopunjujuće.



Slika 3.5. Model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou (Model EUnn-IMPR) (izvor: autor)

### **3.3.1 Definisane nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Tematsku oblast definisanu u konceptualnom modelu u prvom koraku definiše nekoliko procesa koji su predstavljeni modelom.

Prvenstveno sama primena modela kreće od procesa definisanja nacionalnog ekološkog entiteta kao glavnog tela zaduženog za sprovođenje ostalih procesa modela. Dodatno, nacionalno telo se uspostavlja sa ciljem definisanja dugoročnih i srednjoročnih nacionalnih ciljeva, strategija, politika pa kao što je već navedeno, izuzetno je važno odmah i pri uspostavljanju ovog tela jasno definisati hijerarhiju odlučivanja, kao i strukturu nacionalnog entiteta. U idealnom scenariju nacionalni entitet bi trebalo da se sastoji i od kreatora politika i od eksperta iz oblasti ekološkog upravljanja, što bi s obzirom da je ekološko upravljanje transdisciplinarna oblast trebalo da uključi čitav dijapazon naučnih oblasti, ali i potencijalno širu javnost čiji bi se doprinos ogledao u učešću u raspravama, javnim diskusijama i debatama oko gorućih ekoloških pitanja.

Kada je definisan nacionalni ekološki entitet, on mora biti strukturiran tako da predstavlja sponu između ekspertske procene ekološkog rizika i donosioca odluka na najvišem nivou hijerarhije na nacionalnom nivou, odnosno nadležnog ministarstva i na kraju mandatornog nacionalnog organa, najčešće Vlade, tj. nacionalne skupštine.

Ovo znači da je glavna uloga Vladinog ekološkog entiteta da pruži ulazne podatke, tj. u ovom slučaju predloge nacionalnih politika i strategija, na usvajanje prvo nadležnom ministarstvu pa onda nacionalnoj skupštini.

Naravno, najbitniji doprinos se očekuje od eksperata iz oblasti, pošto po ekspertskim pitanjima oko kojih postoji naučni konsenzus se ne može voditi rasprava. Svakako, sva tri navedena elementa u kreiranju nacionalnih politika imaju svoju ulogu i važnost. Za

potrebe ovog modela najviše će biti reči o ekspertskom delu jer navedeni model daje svoj doprinos integrisanjem metoda procena rizika, gde nauka ima prevagu nad mišljenjem javnosti.

Iako je jedna od prednosti navedenog modela uključivanje percepcije javnosti u samu procenu rizika, to su dve odvojene i različite stvari, jer model integriše percepciju javnosti o postojećim ekološkim rizicima shodno tome da li ta percepcija predstavlja pretnju ili umanjene verovatnoće nastajanja i ozbiljnosti efekata rizika.

Sledeći proces modela predstavlja definisanje nacionalnih politika i strategija zaštite životne sredine. Proces za koji je već objašnjeno da bi u idealnom slučaju na sledećem nivou apstrakcije modela imao tri ulaza kada su u pitanju podaci, i to kreatore politika, eksperte i širu javnost. Važnost u shvatanju ovog procesa jeste shvatanje njegove uzajamne povezanosti sa preostalim procesima prvog koraka konceptualnog modela. Baš kako je i na grafiku predstavljeno uzajamno povratnim vezama, povezanost procesa definisanja vrednosti i procesa definisanja nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine sa ovim procesom čini konstantnu povratnu spregu. Najbitnije kod ova tri procesa je shvatiti da definisanje ekološke vrednosti predstavlja ulaz za definisanje nacionalnih ciljeva, a ciljevi ulaz za proces definisanja nacionalnih strategija.

### **3.3.2 Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Drugi korak konceptualnog modela se može raščlaniti takođe na procese konkretnog modela.

Nakon izlaska iz prvog koraka konceptualnog modela definisani su nacionalni ciljevi životne sredine. Tako da je prvi proces modela u ovom koraku definisanje i identifikacija problema. U ovom slučaju o problemima se misli kao konkretnim

ekološkim problemima koji se trebaju rešiti kako bi se postigli definisani ciljevi. Misli se na definisanje ekoloških problema koji stoje na putu postizanju definisanih ciljeva. Može se uraditi i uparivanje problema sa odgovarajućim ciljevima. Ovde je bitno primetiti da jedan cilj može zahtevati rešavanje jednog ili više problema, kao i da više ciljeva može zavisiti od istog problema. Dakle uparivanje je moguće uraditi kao matričnu vezu  $n$  prema  $n$ . Kao izlaz iz ovog procesa dobija se lista sa svim identifikovanim problemima.

Tako dobijena lista predstavlja ulaz za sledeći proces modela odnosno za procenu rizika, koja se u ovom delu modela radi ekspertsom procenom, baziranoj na mišljenju i prethodnom iskustvu procenitelja, eksperta, donosilaca odluke. Ovaj proces je u povratnoj sprezi za procesom odabira metode procene rizika, što znači da je moderator procesa upravljanja taj koji može biti i učesnik ekspert u procesu procene rizika odlučuje i odabira i može menjati ekspertsku metodu za procenu rizika koju koristi.

Nakon dobijanja rezultata inicijalne procene rizika, koja predstavlja uvod u kvalitativno-kvantitativnu procenu rizika, tj. nakon dobijanja inicijalnog ranga ekoloških problema sledi definisanje kriterijuma ili indikatora po svakom od identifikovanih problema počevši od najvišeg u rangu.

Definisanje kriterijuma ili indikatora, predstavlja proces definisanja mera kontrole za praćenje stanja problema. Samim tim predstavlja meru za praćenje progresije ili regresije problema. Definisanje indikatora se može raditi ekspertski, ponovo procenom baziranoj na prethodnom iskustvu procenitelja ili se mogu uzimati već definisani setovi indikatora koji su definisani ili međunarodnim organizacijama ili ih koriste kredibilne međunarodne institucije.

Kako se mora priznati da nisu svi indikatori od jednake važnosti, odnosno da postoje pokazatelji ekoloških problema koji su od veće ili manje važnosti, proces koji sledi jeste rangiranje indikatora po njihovoj važnosti za rešavanje konkretnih ekoloških problema ,a respektivno i ispunjenje definisanih ekoloških ciljeva. Rangiranje indikatora se takođe sprovodi metodama procene ranga rizika. Prethodi mu i uzajamno je povezan sa procesom odabire metoda procene rizika.

Dodatno, u modelu je ostavljeno prostora da za neke probleme ne postoje jasno definisani indikatori, što je slučaj i kod određenih procesa koji se odvijaju u našoj atmosferi pa je ostavljena mogućnost korišćenja kriterijuma koji predstavljaju ne nužno laku za praćenje i određivanje kvantitativnu meru, o njima će biti reči u nastavku.

Rezultati ovog procesa konkretnog modela, ali i celog ovog koraka konceptualnog modela, služe kao ulaz za sledeći korak konceptualnog modela, odnosno za procenu rizika po životnu sredinu,kao i ulaz za proces konkretnog modela, integrisana procena rizika, koja vrši procenu rizika po identifikovanim problemima prema identifikovanim indikatorima, počevši od najvišeg u rangu.

### **3.3.3 Procena rizika po životnu sredinu u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Prvi proces u proceni rizika jeste integrisana procena rizika koja predstavlja proces objedinjavanja dobijenih rezultata prethodnog koraka konceptualnog modela. Ovaj proces je pripremni proces koji predstavlja ulaz za tri sledeća hijerarhijski gledano paralelna procesa. Odnosno, kada su dobijeni lista problema i njihov preliminarni rang, kao i rang indikatora po definisanim problemima, pristupa se holističkoj proceni rizika koja u tri odvojena procesa treba da obuhvati procenu sklonosti ka riziku, procenu percepcije rizika i kvalitativno-kvantitativnu procenu rizika.



Ove tri komponente predstavljaju ulaz za proces koji je prikazan na grafiku kao rezultat integrisane procene rizika. Ovde je bitno napomenuti da u zavisnosti od posmatranog problema procene rizika, nije uvek nužno sprovesti sve tri komponente koje potpadaju pod proces modela integrisane procene rizika, već da su procesi procena sklonosti ka riziku i proces procene percepcije rizika opcioni. Ta činjenica proizilazi iz situacije gde za pojedine ekološke probleme ova dva faktora nemaju značaj, s obzirom na to da se baziraju na ocenama i znanju javnosti, a da po pojedinim ekspertskim ekološkim pitanjima, takva mišljenja gube na važnosti. Ono što svakako jeste obavezna komponenta jeste kvalitativno-kvantitativna procena rizika.

Za proces objedinjavanja rezultata integrisane procene rizika je bitno istaći da se rezultati dobijeni u integrisanoj proceni rizika agreriraju u zavisnosti od korišćene metode i skala za formiranje ocena faktora rizika. Način agregacije rezultata će biti objašnjen u nastavku disertacije, u poglavlju gde je predstavljena metodologija kao i u poglavlju gde je predstavljena implementacija odnosno provera modela.

Kada je predstavljen konceptualni model, na grafiku 3.3. predstavljena je povratna veza između koraka 2 i 3. Ta povratna veza u modelu na procesnom nivou je predstavljena kao veza između rezultata procene rizika i procesa odabira problema najvišeg u rang, koji je deo drugog koraka konceptualnog modela i koji predstavlja ulaz za započinjanje koraka 3. Ta veza na grafiku 3.5. gde je predstavljen model na procesnom nivou reflektuje ponavljanje procesa integrisane procene rizika po svakom ekološkom problemu definisanom u koraku 2, u onoliko iteracija koliko je potrebno da bi se procena izvela po svim identifikovanim problemima.

Kao izlaz iz koraka 3 konceptualnog modela, jeste proces koji podrazumeva generisanje liste rezultata integrisane procene rizika po svim definisanim ekološkim problemima.

### **3.3.4 Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u modelu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Kao ulaz za proces koraka 4, odnosno procesa implementacije i revizije, uzima se proces koji objedinjuje rezultate koraka 3, tj. lista rezultata integrisane procene rizika po svim definisanim ekološkim problemima.

Prvi proces u navedenom koraku predstavlja proces definisanja korektivnih akcija. Korektivne akcije se definišu kao aktivnosti koje imaju za cilj umanjeње jednog ili više faktora rizika, posmatranog ekološkog problema, a po indikatorima koji su korišćeni u prvobitno učinjenoj proceni rizika.

Pod navedenim, kada su u pitanju indikatori, misli se na poboljšanje stanja odnosno umanjeње faktora rizika po objektivno odabranoj meri kontrole stanja konkretnog ekološkog pitanja. Dakle, ako je u pitanju problem upravljanja i zbrinjavanje komunalnog otpada, posmatraće se indikatori količine različitih vrsta otpada i kako te količine umanjiti, a odabirući jedan ili više faktora koji su bili deo procene rizika. Što znači moguće je definisati korektivne akcije kao vid poboljšanja percepcije javnosti o problemu zbrinjavanja otpada, kako bi stanovništvo smanjilo količine generisanog otpada. Ili umesto umanjeња samih količina, može se odlučiti za umanjeње njegovih negativnih efekata, odnosno faktora koji se ne tiču percepcije nego faktora koji su korišćeni u kvalitativno-kvantitavnoj proceni rizika. Idealan scenario bi naravno bio onaj u kom bi korektivne akcije bile definisane i sprovedene po svim faktorima procene rizika. Ovo najčešće nije realan scenario iz same činjenice da se, kada su u pitanju nacionalni entiteti, često radi u uslovima velikih resursnih ograničenja.

Kako su resursna ograničenja realna i česta pojava, pored toga što se u prvom procesu ovog koraka modela definišu sve moguće korektivne akcije, i što se definišu ekspertski, kao što je to bio slučaj i kod definisanja ekoloških problema i

odgovarajućih indikatora, potrebno je uraditi njihovu prioritizaciju i shodno tome selekciju.

Da bi se uradila prioritizacija, potrebno je sprovesti procenu rizika koja ima za cilj dobijanje ranga korektivnih akcija. To znači da bi takva procena rizika zahtevala upotrebu neke od metoda procene rizika koji za rezultat daju rang rizika. Tako da sledeća dva procesa koja su i uzajamno povezana, i to proces selekcije metode za procenu rizika i proces primene procene rizika predstavljaju odabir metode rangiranja radi prioritizacije aktivnosti, kao rezultat primene odabrane metode.

Ovakva procena rizika primenjena na korektivnim aktivnostima podrazumeva posmatranje prethodno definisanih aktivnosti kao potencijalnih otkaza, odnosno posmatra navedene aktivnosti kroz prizmu potencijalnih pozitivnih i negativnih efekata koje sa sobom nose. U isto vreme ovakva prioritizacija aktivnosti treba dati i rang baziran na efektivnosti i efikasnosti navedenih aktivnosti.

Na kraju, analogno prethodno navedenim procesima, važe prethodno korišćene relacije i kada je u pitanju korak implementacije prethodno ustanovljenih korektivnih aktivnosti.

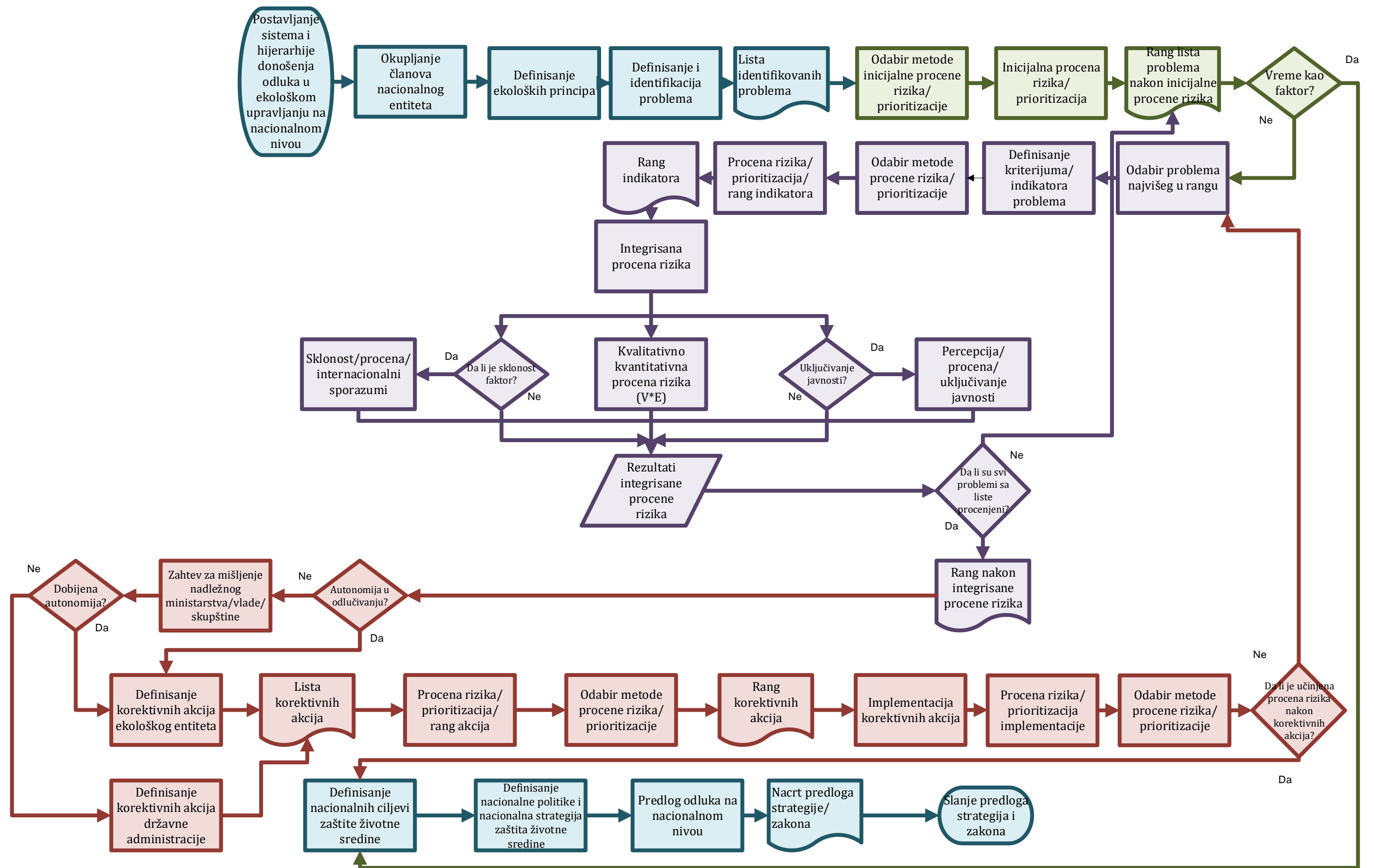
Kada se dobije rang aktivnosti na osnovu sprovedene procene rizika, sledi proces njihove implementacije na osnovu dobijenog ranga. Tako prethodna tri procesa predstavljaju ulaz u naredni proces, odnosno proces implementacije.

Kako i sama implementacija aktivnosti, sledi procena rizika i komplementarni proces odabira metode procene rizika, koji za rezultat treba da istakne rang potencijalnih otkaza koji mogu da nastanu u sistemu procesa implementacije, gde se pod otkazom smatra svaka pretnja mogućnosti implementaciji korektivnih akcija u potpunosti.

Ovime se završava jedna iteracija koraka definisanih u konceptualnom modelu i svi navedeni procesi u ovom poglavlju predstavljaju konkretan model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou (Model EUnNN-IMPR). Samo upravljanje koje u svom idealnom scenariju podrazumeva kontinualnost, znači da bi sprovođenje ovog modela trebalo ponavljati, ili u redovnim vremenskim razmacima, koji mogu biti predefinisani ili dodatno po potrebi u slučaju nastanka nekih novih do tada ne razmatranih okolnosti.

#### **3.4. Metodologija ekološkog upravljanju na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika**

Model će se dalje razvijati i algoritamski, što znači da će biti prikazani i odnosi podprocesa, odnosno da će pored grafičke biti predstavljena i njegova matematička komponenta. Dodatno, time će biti predstavljena i sama metodologija ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.



Slika 3.6. Metodologija ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika(izvor: autor)

### **3.4.1 Definisane nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Da bi se definisala metodologija sprovođenja modela, potrebno je krenuti od nekog inicijalnog događaja koji predstavlja tačku pokretanja procesa koji su definisani modelom i samim tim ispratiti lanac koraka i procesa koji čine sistem nacionalnog ekološkog upravljanja.

Svaki model započinje nekim inicijalnim događajem i u ovom konkretnom modelu taj događaj je predstavljen postavljanjem sistema i hijerarhije donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou, nakon čega sledi i početak rada ili okupljanje članova nacionalnog tela za pitanja za zaštitu životne sredine, koje funkcioniše pri nadležnom ministarstvu koje ima mandat ili za direktno donošenje odluka ili slanja predloga Skupštini na glasanje.

Sledeći, a prvi korak u radu takvog tela, jeste definisanje inicijalnog, načelnog sveobuhvatnog ekološkog principa koji bi trebao da definiše strateške pravce rada navedenog entiteta.

Nacionalne politike, zakoni i strategije su određene i ekološkim vrednostima koje se inicijalno usvajaju. Pod definisanjem vrednosti misli se na odabir ekološke etike, tj. odgovora na pitanje gde sistem nacionalnog upravljanja principijelno stavlja čoveka u hijerarhiji vrednosti u odnosu na životnu sredinu. Te filozofije variraju od antropocentrizma do duboke ekologije. Dominantni položaj čoveka je okarakterisan u filozofiji antropocentrizma, koji čoveku daje dominantnu ulogu i kao takav svi ostali činioци ekosistema su podređeni njemu, odnosno mogu biti zapostavljeni zarad čovekovog napretka (Sarkar, 2012). Za antropocentrizam se može reći da je nezvanično usvojena ekološka vrednost tokom industrijske revolucije i novog razvoja zemalja poput Kine, Indije i zemalja Jugoistočne Azije, ali i zapadnih razvijenih zemalja

poput Sjedinjenih Američkih Država i zapadne Evrope. Antropocentrizam jeste legitimna, ali svakako štetna ekološka paradigma i najčešće je karakteriše trenutak u razvoju nekog društva onda kada se pokušava maksimizirati ekonomski razvoj i blagostanje na uštrb kvaliteta životne sredine.

Sa druge strane se nalazi ekocentrizam ili duboka ekologija, odnosno ekološka filozofija koja definiše ekosistem sam po sebi kao najvišu ekološku vrednost. To znači da je čovek podređen ekosistemu jer bi bez čoveka kao najvećeg zagađivača sam ekosistem doživeo boljitak, odnosno viši kvalitet za ostale svoje činioce.

Pet pravaca u definisanju vrednosti se izdvajaju kao dominantni u definisanju ekoloških vrednosti zemlje (Dalile, 2014):

- Antropocentrizam;
- Properterijanizam;
- Environmentalizam;
- Plitka ekologija;
- Ekocentrizam (duboka ekologija).

Na osnovu definisane ekološke vrednosti se prelazi na definisanje i formulaciju problema koji trebaju biti rešeni kako bi se ostvario napredak ka konkretnim ciljevima. Definisanje ekoloških problema podrazumeva stavljanje u fokus dominantno prisutnih ekoloških problema na posmatranom lokalitetu, a u okviru ovog modela konkretno, pošto je u pitanju donošenje odluka na nacionalnom nivou, ekoloških problema koji postoje na nacionalnom nivou. To dalje znači da ova faza u modelu u isto vreme predstavlja primarnu identifikaciju ekoloških problema od značaja za određenu državu. Kao rezultat toga, u okviru ovog hibridnog modela predlaže se sprovođenje identifikacije svih ekoloških rizika koji na nacionalnoj teritoriji postoje, kao vid definisanja ekoloških problema koji treba da prerastu kasnije u same ciljeve. Kao izlaz iz ovog podprocesa dobija se lista svih identifikovanih ekoloških problema u

okviru jedne nacionalne teritorije (Tchankova, 2002), koja je u ovom modelu predstavljena kao izlazni dokument iz procesa definisanja ekoloških problema.

### **3.4.2 Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Nakon definisanja ovakve liste koja bi predstavljala holističku listu ekoloških problema koji postoje na jednoj nacionalnoj teritoriji, ona postaje ulazni dokument za sledeći proces u modelu na koji se prelazi, odnosno na odabir metoda procene rizika shodno definisanim ekološkim problemima i zatim sprovođenje inicijalne (a priori) procene rizika. Kako već danas postoji problem da je degradacija životne sredine dostigla najviše magnitude, ova lista sadrži veliki broj problema. Shodno tome prioritizacija problema postaje bitno pitanje. Prioritizacija problema se izvodi primenom metoda za procenu rizika. Za valjano sprovedenu prioritizaciju je bitan adekvatan odabir metoda za procenu rizika iz seta metoda koje su orijentisane na poređenje rizika ili metoda koje za rezultat daju rang problema.

Radi sprovođenja faze inicijalne procene rizika, prvo sledi odabir metode za inicijalnu procenu rizika, neke od metoda koje su objašnjene u četvrtom poglavlju ove disertacije, sa naglaskom na metode koje su više kvalitativnog karaktera ili čak i neke druge metode koje se mogu koristiti za procenu rizika ili za inicijalnu komparativnu procenu značajnosti inicijalno identifikovanih ekoloških problema u odnosu jednih prema drugima.

Takav inicijalni vid dodeljivanja težinskih faktora jednog ekološkog problema u odnosu na drugi se može postaviti i na sledeći način kroz prikupljanje i ocenu ekspertskog mišljenja članova nacionalnog entiteta koji je odgovoran za donošenje ekoloških odluka na nacionalnom nivou. Dakle, nakon identifikacije ekoloških



problema, članovi nacionalnog ekološkog entiteta upoređuju važnost, na osnovu svoje ekspertske procene jednog u odnosu na drugi ekološki problem po sistemu:

- Pitanje Q<sub>11</sub>: Kolika je značajnost problema 1 (p<sub>1</sub>) u poređenju sa problemom 2 (p<sub>2</sub>)?
- Pitanje Q<sub>12</sub>: Kolika je značajnost problema 1 (p<sub>1</sub>) u poređenju sa problemom 3 (p<sub>3</sub>)?
- Pitanje Q<sub>13</sub>: Kolika je značajnost problema 1 (p<sub>1</sub>) u poređenju sa problemom 4 (p<sub>3</sub>)?
- Pitanje Q<sub>1n</sub>: Kolika je značajnost problema 1 (p<sub>1</sub>) u poređenju sa problemom n (p<sub>n</sub>)?
- Pitanje Q<sub>nn</sub>: Kolika je značajnost problema n-1 (p<sub>n-1</sub>) u poređenju sa problemom n (p<sub>n</sub>)?

Ovakav model prikupljenih odgovora kroz zajedničku interakciju ekspertskih članova navedenog entiteta bi mogla da se iskoristi za kreiranje kvadratne matrice  $n \times n$  za dodeljivanje težinskih koefecijenata među alternativama, odnosno u ovom konkretnom slučaju različitim ekološkim problemima, kakva se inače formira u primeni metode analitičkog hijerarhijskog procesa (AHP), kao u sledećoj matrici:

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix}$$

Gde za svako  $a_{ij}$  predstavlja odnos težina elemenata  $i$  i  $j$ , važi:

$$a_{ij} = w_i / w_j$$

U proceni vrednosti težina kriterijuma, a u posmatranom slučaju kod modela koji se kreira, značajnosti različitih ekoloških problema pomaže predefinisana skala koju daje Saaty (2008), koja se definiše kao skala koja ima pet nivoa intenziteta i četiri

međunivoa, kojima korespondira vrednosni sud koji govori koliko je jedan ekološki problem značajan u odnosu na drugi.

**Tabela 3-1. Skala komparativne značajnosti (Saaty, 1980)**

Definicija	Značajnost
Ista značajnost	1
Slaba dominantnost	3
Jaka dominantnost	5
Vrlo jaka dominantnost	7
Apsolutna dominantnost	9
Međuvrednosti	(2,4,6,8)

Kada se daju sve ekspertске procene, odnosno vrednosni sudovi o svim direktnim komparacijama ekoloških problema, sumiraju se ocene korišćenjem matematičkog modela gde je  $n$  broj problema koji je inicijalno identifikovan, a za koje se žele pronaći odgovarajući težinski faktori  $w_i$ :

Neka je  $a_{ij} = w_i/w_j$ , gde je  $w_i$  težina  $i$ -tog ekološkog problema, bude element matrice  $A$ . Poređenjem matrice  $A$  i vektora  $w$  se zadovoljava sledeća jednačina:  $Aw=nw$  koja se koristi kada su sve učinjene procene konzistentne jedna u odnosu na drugu. Međutim, kako se dešava da donosioci odluke daju nekonzistentne procene, sledi procena konzistentnosti proverom konzistentnosti vektora težina pa se tu vektor težina može dobiti sledećom jednačinom

$$(A - \lambda_{max}I)w = 0$$

pri uslovu da je

$$\sum w_i = 1 ,$$

gde je  $\lambda_{max}$  maksimalna vrednost matrice  $A$  (zbog karakteristika matrice  $\lambda_{max} \geq n$ ).

Koristeći indeks konzistentnosti

$$CI = (\lambda_{max} - n)(n - 1),$$

kao mere konzistentnosti odstupanja  $n$  od  $\lambda_{max}$  može se izračunati odnos konzistentnosti

$$CR = CI/RI,$$

pri čemu je RI indeks slučajnosti.

Izračunavanjem indeksa konzistentnosti se može zaključiti da li su inicijalno učinjene procene konzistentne. Vrednost 0.1 je gornje prihvaćena vrednost za vrednost CR, u slučaju da je vrednost manja, smatra se da su učinjene procene valjano učinjene, dok u slučaju da prelazi tu vrednost, sam proces davanja procena treba ponoviti.

Svakako, ovo je samo primer načina ekspertskeg donošenja procena u odlučivanju korišćenjem jedne metode, u konkretnom slučaju korišćenjem AHP metode, ali se svakako dodeljivanje težinskih vrednosti može raditi na veliki broj različitih načina. Jedan takav način koji se može koristiti u modelu koji se predstavlja u ovoj disertaciji je definisanje pondera za svaku od opcija bez nužno direktnog upoređivanja svakog para ekoloških problema, već holistički, prema sklonosti jednog ili više donosioca odluka. Međutim, detaljnije će se objasniti ceo proces kroz samu primenu modela koja je predstavljena u narednom poglavlju.

Inicijalna procena rizika, odnosno primarno rangiranje svih listiranih problema nakon odabira metoda po primarno identifikovanim ekološkim problemima je predstavljena kao proces koji za rezultat treba da da dokument rang listu ekoloških problema nakon inicijalne procene rizika. U ovoj inicijalnoj fazi, cilj je doći do početnog ranga koji služi više kao bazna tačka i smernica za dalji pravac delovanja i sprovođenje detaljne procene rizika u daljim fazama po svakom pojedinačno identifikovanom ekološkom problemu uzimajući u obzir sve faktore koji na taj pojedinačni problem utiču. U najjednostavnijem smislu, onako kako je ovaj model najavljen već kao hibridni, odnosno kao model koji objedinjuje kvantitativne i kvalitativne metode procene rizika u procesu donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou. Cilj ove

faze bi bio inicijalno sprovođenje procene trenutnog, početnog stanja identifikovanih ekoloških problema, procene koja bi se bazirala na ekspertskom mišljenju članova tela nacionalnog entiteta odgovornog za ekološka pitanja. U daljim fazama procene rizika prelazi se više na kvantitativne metode procene rizika i dobijanje preciznijih ocena stanja životne sredine baziranih na konkretnim indikatorima po konkretnim ekološkim pitanjima koja iz ove inicijalne faze čine izlaz procesa. Cilj ovog procesa je dobiti inicijalne težinske koeficijente identifikovanih problema radi stvaranja njihovog inicijalnog ranga odnosno dokumenta koji je već pomenut.

Nakon ovog procesa, nailazi se na prvo logičko kolo primene modela, odnosno na pitanje čiji odgovor determiniše da li se nastavlja dalje sa dubljom procenom rizika ili se izlazi iz nje, ka procesu definisanja nacionalnih ekoloških ciljeva na osnovu samo inicijalno učinjene procene rizika. Zato je i pitanje formulisano kao pitanje koje se prevashodno tiče dimenzije vremena.

Ovo pitanje predstavlja uslov za nastavak dalje kroz model, gde pitanje u svojoj osnovi predstavlja pitanje da li postoji dovoljno vremena za detaljnu procenu rizika ili ne? Pod tim se misli da li se deluje reaktivno ili proaktivno po pitanju konkretnog ekološkog problema.

U slučaju da je vreme ograničavajući faktor, odnosno da je odgovor pozitivan ide se ka procesu definisanja nacionalnih ciljeva, a u slučaju da je odgovor negativan, odnosno da postoji dovoljno vremena za detaljnu procenu rizika prelazi se na sledeće procese modela, koji su definisani trećim korakom konceptualnog modela.

### **3.4.3 Procena rizika po životnu sredinu u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Nakon dobijenog ranga problema, odabire se najviši u rangu i za taj problem se vrši definisanje ekološkog kriterijuma, a na osnovu definisanog kriterijuma se nalaze odgovarajući indikatori. Nakon definisanja liste indikatora od značaja po definisanom kriterijumu za posmatrani ekološki problem, vrši se ponovna primena metoda procene rizika koje kao rezultat daju rang indikatora koji bi se koristili u daljim fazama procene.

Naime, ako pogledamo indikatore koje koristi EEA (Stanners et al., 2007), i ako pogledamo rad Agencije za zaštitu životne sredine Republike Srbije, koja radi kao agencija pri Ministarstvu zaštite životne sredine Republike Srbije, način njenog izveštavanja i identifikacije problema je baziran prema standardnoj tipologiji indikatora Evropske agencije za životnu sredinu. Tako da agencija za zaštitu životne sredine Republike Srbije koristi u svojim izveštajima indikatore koje koristi i EEA, i samo izveštavnje je bazirano na istim smernicama, a gde se jednostavnim uvidom zaključuje da su indikatori identični (Lekić, 2018), a to je objašnjeno i u prvom poglavlju ove disertacije kada su prikazani indikatori koje iznose Stanners et al. (2007):

- Pokretački faktori (PF);
- Pritisci (P);
- Stanje (S);
- Uticaji (U);
- Reakcije (R);

Izveštaj Agencije daje prikaz stanja životne sredine u Republici Srbiji na godišnjem nivou na bazi dostupnih podataka u periodu njegove izrade. Iz njega se može indirektno videti ostvarenje ciljeva i mera politike zaštite životne sredine koji su definisani drugim strateškim dokumentima.

Identifikovani faktori od značaja kao ekološki problemi i problemi zaštite životne sredine su sledeći (Stanners et al., 2007):

- Kvalitet vazduha i monitoring klime;
- Vode;
- Prirodna i biološka raznolikost;
- Zemljište;
- Upravljanje otpadom;
- Buka;
- Nejonizujuće zračenje;
- Šumarstvo, lovstvo i ribolov;
- Održivo korišćenje prirodnih resursa;
- Privredni i društveni potencijali i aktivnosti;
- Sprovođenje zakonske regulative u oblasti zaštite životne sredine;
- Subjekti sistema zaštite životne sredine;

Ono što se može primetiti kao prednost ovakvog izveštavanja jeste transparentnost samog sistema koji je prilagođen i međunarodnim načinima izveštavanja, konkretnije prilagođenost sličnim izveštajima koji se publikuju u Evropskoj uniji. Ovo je pogotovo bitno sa aspekta uporedivosti rezultata sa okruženjem, pogotovo kada se uzme u obzir da stanje životne sredine u jednoj zemlji može ozbiljno uticati na stanje u drugoj zemlji. Nedostatak ovakvog izveštavanja na prvom mestu jeste što se svim ekološkim problemima i faktorima daje inicijalno jednaka važnost, što samo po sebi u idealnoj situaciji i teoriji ne bi bio problem, ali sa aspekta ograničenosti resursa za korektivne akcije u vidu finansija i vremena može biti problem. Drugi problem je taj što korišćenje univerzalnih indikatora nije uvek primenjivo. Kako različite zemlje imaju drugačiju istoriju i način prikupljanja podataka, tako je pouzdanost podataka i njihova istorijska perspektiva drugačija i ne vodi nužno do pouzdanosti.

Predloženi model ove disertacije se bavi sa oba ova problema. Na prvom mestu ideja inicijalne procene rizika, odnosno prioritizacije inicijalno identifikovanih ekoloških problema može da pomogne u koncentraciji rada ovog i drugih pod entiteta na dobijanju boljih rezultata za pitanja koja se ekspertski ocene kao važnija u datom trenutku. Ovo je posebno vidljiv pomak kada se uzmu u obzir ekstremni događaji koji se ranijih godina nisu pojavljivali pa se njima može dati viši stepen važnosti. Ovaj problem će se dodatno videti u sledećim koracima razvoja modela.

Drugi problem koji je pomenut i nije adresiran drugim modelima ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, jeste taj što se u većini drugih modela svi indikatori koji postoje za praćenje promena stanja u životnoj sredini, posmatraju kao da su jednake važnosti. Opet kao i prethodno, ovo samo po sebi u teoriji i u idealnom scenariju nije problem, ali jeste u praktičnoj primeni i praćenju stanja životne sredine po različitim problemima i indikatorima. Ideja modela koji je ovde predstavljen jeste da se može jasno utvrditi integrisanjem metoda za procenu rizika u model ekološkog upravljanja različita značajnost među indikatorima, što opet kao prednost donosi bolju alokaciju kako finansijskih, tako i vremenskih resursa.

Recimo da je jedna od ekoloških oblasti konkretno zaštita voda, nakon prvobitne primene procene rizika procenjen kao cilj i problem najvišeg ranga. Kao sledeći korak u modelu dolazi se do odabira odgovarajućeg kriterijuma i indikatora za procenu i ocenu stanja te konkretne ekološke oblasti. Ono što je dodatno bitno jeste primetiti da se u ovom modelu i konkretno u ovom procesu ne navode samo indikatori, već i kriterijumi. To je iz razloga što se kako zaključuju naučnici Stokholmskog centra za otpornost (engl. *Stockholm Resilience Centre*) u svom radu koji je postao jako uticajan u oblasti definisanja granica kapaciteta obnovljivosti i oporavka Zemlje od ekoloških problema, kroz posmatranje ključnih Zemaljskih procesa gde definišu devet ključnih procesa, za čak tri procesa postoji delimična ili potpuna nemogućnost kvantifikacije

granice i pronalaženje indikatora za praćenje, preko koje se ne sme preći (Steffen et al., 2006; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015).

Naime, ono što je bitno istaći u njihovom radu jeste da devet procesa koje izdvajaju kao ključne (Steffen et al., 2006; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015):

- Klimatske promene;
- Promene u integritetu biosfere;
- Biogeochemijski procesi;
- Acidifikacija okeana;
- Promena zemljišnog sistema;
- Globalna potrošnja vode;
- Oštećenje ozonskog omotača;
- Koncentracija atmosferskih aerosoli;
- Uvođenje novih entiteta;

od kojih čak tri nemaju preciznu mogućnost kvantifikacija granica izdržljivosti kapaciteta Zemlje i to:

- Promene u integritetu biosfere;
- Koncentracija atmosferskih aerosoli;
- Uvođenje novih entiteta.

Primeru radi zašto su ova tri procesa problematična za praćenje i definisanje indikatora je taj što kada su u pitanju promene u integritetu biosfere gde se najviše misli na promene biodiverziteta, proces koji bi trebao da se prati s obzirom na uzajamnu povezanost i zavisnost vrsta, jeste filogenetska mogućnost vrsta da opstane u novonastalim okolnostima na zemlji, ili drugačije rečeno, kvantifikacijom vrsta koje mogu da se adaptiraju na novonastale promene u klimi. Za tako nešto prosto trenutno ne postoje podaci. Drugo, kada je u pitanju koncentracija atmosferskih aerosoli, ono što se zna trenutno jeste da one odnose oko 7 miliona života na godišnjem nivou na



čitavoj planeti uglavnom manifestujući svoj štetan efekat kroz povećan broj kardiovaskularnih i respiratornih oboljenja. Trenutna mera koja se koristi za praćenje koncentracije aerosoli u atmosferi jeste njihova optička dubina. Dakle, prilično je teško na taj način utvrditi granicu iznad koje njihova koncentracija ne sme preći kako se ne bi ugrozio čitav život na planeti Zemlji. Kada su u pitanju novi entiteti koji se uvode kao proces, u prvoj publikaciji nju su autori Planetarnih granica naveli kao granicu hemijskog zagađenja. Dakle, ono što je ovde problem za definisanje indikatora jeste stvaranje novih hemijskih jedinjenja koja ranije nisu postojala pa se tek utvrđuju načini njihove kvantifikacije, a samim tim i indikatori za njihovo praćenje i kontrolu.

Kao odgovor na problem uvođenja indikatora za pojedine, a pritom nemali broj procesa koji se dešavaju ekosistemski, Persson i koautori (2013) predlažu uvođenje trodelnog kriterijuma za klasifikaciju supstance, pojave, procesa, faktora kao ekološki štetnih:

- Postoje nepoznati štetni efekti;
- Štetni efekti nisu poznati i osetni sve dok ne postanu problem globalnih razmera;
- Njihov negativni efekat koji čine se ne može lako sanirati i ispraviti;

Iz ovog razloga, hibridni model u ovoj disertaciji nudi mogućnost za takve pojave i ekološke oblasti koje se ne mogu lako kvantifikovati upotrebom kriterijuma koji bi dati problem podvrgao razmatranju kroz predložena tri uslova u slučaju nemogućnosti njegove kvantifikacije radi dobijanja kvalifikacije posmatranog ekološkog pitanja.

Dodatno ono što potvrđuje ova studija jeste potreba da se napravi hijerarhija među različitim ekološkim pitanjima, kako različita ekološka pitanja različito deluju na zemaljske ekosistemske procese. To potvrđuje i različit stepen degradacije jasno definisanih devet planetarnih granica, od kojih je šest jasno i kvantifikovano kroz

definisane indikatore za praćenje njihovog stanja. Otud se potvrđuje svrsishodnost ovog modela.

Dalje u razvoju modela, nakon odabira ekološkog problema najvišeg u rangu, sledi identifikacija svih potencijalnih indikatora za posmatrani problem.

Kriterijum za dati cilj i problem koji se definiše je zagađenost čiste slatke pijaće vode, a indikatori za dati problem kako ih definiše Evropska ekološka agencija EEA (Stanners et al., 2007), ali i „Službeni Glasnik“ Republike Srbije br. 37/2011. (2011):

- Indikator potrošnje kiseonika u rekama;
- Nutrijenti u površinskim i podzemnim vodama;
- Indeks saprobnosti (SI);
- Serbian Water Quality Index (SWQI);
- Kvalitet vode za piće;
- Kvalitet vode za kupanje;
- Procenat stanovnika priključenih na javni vodovod;
- Procenat stanovnika priključen na javnu kanalizaciju;
- Postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda;
- Zagađene (neprečišćene) otpadne vode;
- Emisije zagađujućih materija iz tačkastih izvora u vodna tela.

Kako je veliki broj indikatora od značaja po određenim pitanjima, primenom metoda za procenu rizika takođe se dobija prioritizaciju značaja tih indikatora, a na osnovu dobijenog ranga im se dodeljuje parametar značajnosti za sledeću procenu. Kao i kada je bio u pitanju proces inicijalnog rangiranja značajnosti ekoloških problema, tako se i u ovom procesu rangiranja indikatora po značajnosti zahteva adekvatan odabir metode procene rizika koja će se koristiti za dobijanje što bolje procene i kako će zavisiti upotrebljivost metode od samog pitanja kome treba da posluži, zato je izdvojena kao zaseban pod proces i u ovoj fazi modela.

Kada su dati parametri značajnosti indikatorima od značaja za posmatrani problem, sledi integrisana procena rizika koja treba da obuhvati sklonost ka riziku, procenu percepcije rizika i kvalitativno-kvantitativnu procenu rizika.

Kvalitativno-kvantitativna procena rizika uključuje dva elementa, dakle sa jedne je zasnovana na statističkoj obradi podataka računanja verovatnoće pojavljivanja neželjenog događaja, a na drugoj magnitudi efekata koji ti događaji nose odnosno kvantitativnoj proceni rizika koja je predstavljena i u prilogu 2 kroz primenu različitih metoda procene rizika, gde je:

$$\text{Rizik} = \text{Verovatnoća događaja} \times \text{Posledice događaja}$$

Ova jednačina, naravno može preuzeti različite oblike u odnosu na to koje metode procene rizika se upotrebljavaju i u odnosu na to koje faktore rizika te metode uzimaju u obzir. U isto vreme u odnosu na metode koje se koriste u samoj proceni uveliko zavisi i način agregiranja ocena različitih faktora rizika.

Kada se govori o probabilističkoj proceni rizika (engl. *Probabilistic risk assessment - PRA*) misli se na sistematičku evaluaciju rizika povezanih sa kompleksnim inženjersko tehnološkim sistemima koji uključuju i kompleksne upravljačke sisteme poput sistema ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, što ističu i Goussen i koautori (2016). Kao što je napomenuto u prilogu 2, probabilistička procena rizika je okarakterisana dvema kvantitativnim vrednostima - magnitudom ili ozbiljnošću neželjenih efekata, tj. posledica i verovatnoćom pojavljivanja svake od identifikovanih neželjenih posledica.

Kako se za neke događaje dolazi do nemogućnosti računanja tačne statistički gledano kvantitativno izražene verovatnoće pojavljivanja neželjenih događaja, često se koristi kombinovanje kvalitativnih procena ranga verovatnoće pojavljivanja neželjenih

dogadaja i dodeljivanja kvantitativnih numeričkih vrednosti odgovarajućim rangovima. Drugim rečima, mogu se kvalitativno predstaviti pa im se dodeliti numeričke vrednosti što bi predstavljalo njihovu kvantifikaciju, kako se verovatnoća pojavljivanja najčešće predstavlja kao učestalost pojave nekog događaja kroz vreme.

Jedna takva procena će biti pokazana u sledećem poglavlju kada bude predstavljena primena modela i to primenom FMEA metode.

Nakon kvalitativno-kuantitativne procene rizika datog problema, prelazi se na procenu dodatnih faktora koji su od značaja za ekološke probleme, a koji se tiču percepcije javnosti o datom problemu, odnosno nivoa ekološke svesti javnosti o datom problemu i sklonosti ka rizičnom ponašanju. Kod navedenih primera ovi faktori su od značaja jer inicijalno ne ulaze u standardnu probablističku procenu rizika. Pod percepcijom javnosti se misli na ponašanje javnosti koje može da ima značajan uticaj na implementaciju aktivnosti koje za cilj imaju rešavanje određenih ekoloških problema. U slučaju niske svesti o postojanju određenog ekološkog problema može se očekivati ponašanje javnosti koje nosi više pretnji i negativnih efekata po aktivnosti postizanja ciljeva, što znači da bi trebalo preduzeti korektivne mere koje bi percepciju tog problema podigle na viši nivo među širom javnosti. Sa druge strane se može reći da sklonost ka određenom riziku može zavistiti pored standardnih probablističkih faktora, od toga koje zakonske regulative je zemlja usvojila, ili koje internacionalne sporazume je potpisala. Odnosno može se reći da što manje internacionalnih obavezujućih regulativa zemlja ima potpisanih, to ima veću sklonost ka rizičnom ponašanju, odnosno sklonija je upuštanju u rizične ekološke aktivnosti na nacionalnom nivou, kako je manje mehanizama koje je obavezuju na ispunjenje ciljeva. Za oba ova faktora, odnosno i za percepciju rizika i za sklonost ka riziku se mogu dodeliti i standardne ocene rizika, koje se koriste i kod probablističke procene rizika kada podaci to dozvoljavaju.

### ***3.4.3.1 Uloga percepcije rizika***

Da bi se dobila sveobuhvatna procena rizika u određenim situacijama je potrebno uključiti u procenu i percepciju rizika. Percepcija rizika se možda najbolje definiše kao skup verovanja, stavova, ocena, osećaja kao i širih kulturoloških i društvenih pozicija koje se usvajaju u doživljajima pretnji prema stvarima koje vrednujemo (Pidgeon et al., 1992). Kako je navedeno u poglavlju 2.8. gde je uloga percepcije u proceni rizika detaljnije objašnjenja, radi prikupljanja podataka o verovanju i stavovima o pojedinačnim potencijalno ugrožavajućim ekološkim događajima može se pristupiti standardnom anketiranju slučajnog uzorka populacije, ili participativnim uključivanjem javnosti u raznim diskusijama ili radu ekspertske panela. Nakon inicijalno učinjenog prikupljanja podataka, slično kao i u prethodnoj situaciji kod procene verovatnoće pojavljivanja i ozbiljnosti efekata, može se pristupiti kvalitativnoj proceni percepcije odnosno stavova i verovanja. Kvalitativnim vrednostima procene bi se dodeljivale numeričke vrednosti gde se zapravo opet govori o proceni ranga nekog problema samo sada bazirano na kolektivnoj subjektivnoj proceni javnosti. Za procene ovog tipa neretko se već koristi u praksi Likertova skala. Zašto je ovakva procena iako subjektivna i neekspertska ipak bitna prilikom činjenja ukupne procene rizika, jeste zato što agregirana procena stavova populacije prema određenim ekološkim problemima govori o svesti građana o postojanju i ozbiljnosti određenog ekološkog problema. U slučaju niske ekološke svesti o postojanju i efektima određenog ekološkog problema, govorimo o ukupno gledano većem riziku koji taj problem sa sobom nosi, s obzirom da ne postoji znanje o potrebi promene ponašanja ili preduzimanju preventivnih mera. Najprostiji oblik primene ovakve kolektivističke ocene bi bio korišćenje prosečne ocene Likertove skale od 10 nivoa i dodeljivanja ranga značajnosti shodno toj oceni, a u odnosu na ekspertsku procenu učinjenu u prethodnoj iteraciji. Posmatranjem parova ocena ozbiljnosti ekološkog problema od strane javnosti i eksperata se može kreirati nova skala.

Dakle, ovde je bitno razdvojiti ocenu percepcije i znanja javnosti o samom ekološkom problemu, i dodeljivanje ranga rizika percepcije koja se bazira na percepciji i znanju javnosti o problemu. Prva je predstavljena tabelom 3-2. Iz navedene tabele potencijalnih ocena, dolazi se do zaključka da ocena javnosti i ekspertske procene mogu drastično da se razlikuju, i shodno tome se mora formirati matrica za dodeljivanje numeričke vrednosti procene percepcije rizika. U slučaju podudaranja percepcije rizika od strane javnosti i ocene rizika, učinjene od strane eksperata dolazi se do zaključka da percepcija ne utiče na ukupnu procenu rizika. Trenutak kada percepcija rizika od strane javnosti počinje da utiče, i to drastično, jeste onaj kada dolazi do odstupanja razumevanja problema od strane javnosti u odnosu na realnost ozbiljnosti problema koju karakteriše ocena rizika koja je dobijena kvalitativno-kvantitativnom procenom verovatnoća pojavljivanja i ozbiljnosti efekata (Reid, 2010).

Ovde se pod kolokvijalno rečeno realnošću rizika misli na probabilističku ili kvalitativno-kvantitativnu procenu ozbiljnosti rizika objašnjenom ranije, dok se pod delom ocene javnosti misli na ocenu dobijenu prikupljanjem podataka od javnosti. Ova tabela ocena predstavlja numeričke vrednosti ranga percepcije rizika javnosti, koja pretpostavlja, kao što je ranije navedeno, da što je veće neznanje, a ozbiljniji ekološki problem, to je percepcija javnosti važniji faktor rizika i samim tim dodeljuje se viša ocena za faktor percepcije rizika. Dakle, ako su verovatnoća i ozbiljnost efekata nekog ekološkog događaja ocenjene između  $V \cdot E = 91 - 100$ , odnosno ranga 10, a percepcija javnosti o posmatranom problemu ranga 1, onda je ocena percepcije rizika 1,9. Iz navedene tablice se može videti da u slučaju da javnost određen problem smatra ozbiljnijim nego što je on zaista, dodeljuje se ocena za percepciju manja od 1 pod pretpostavkom da sama po sebi viša percepcija rizika od strane javnosti dovodi do dodatne opreznosti javnosti po nekom ekološkom problemu i manjem izlaganju ili izazivanju tih rizika, pa se samim tim smanjuje rizik od tog problema (Bauer, 1960; Slovic, 1987; Dowling & Staelin, 1994). Kod odstupanja gde dolazi do potcenjivanja rizika ili nedostatka svesti o njegovom postojanju od strane javnosti, dolazi do

njegovog usložavanja u vidu manjeg obraćanja pažnje prema datom riziku pa i samoj većoj izloženosti riziku, odnosno samim tim do povećanja ranga rizika, što je takođe predstavljeno u prethodnoj tabeli. Ocena ranga rizika percepcije u ovom slučaju se bazira na odstupanju kvalitativno-kvantitativne procene u odnosu na verovanje javnosti koliki je taj rizik zaista, i ocene za ta odstupanja su predstavljena u narednoj tabeli:

**Tabela 3-2. Skala ocene percepcije javnosti**

Odstupanja	Ocena	Ocena	Odstupanja
Rizik i percepcija javnosti se poklapaju	1	1	Percepcija javnosti i rizik se poklapaju
Rizik je za jedan rang viši u odnosu na percepciju javnosti	1,1	0,9	Rizik je za jedan rang niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za dva ranga viši u odnosu na percepciju javnosti	1,2	0,8	Rizik je za dva ranga niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za tri ranga viši u odnosu na percepciju javnosti	1,3	0,7	Rizik je za tri ranga niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za četiri ranga viši u odnosu na percepciju javnosti	1,4	0,6	Rizik je za četiri ranga niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za pet rangova viši u odnosu na percepciju javnosti	1,5	0,5	Rizik je za pet rangova niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za šest rangova viši u odnosu na percepciju javnosti	1,6	0,4	Rizik je za šest rangova niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za sedam rangova viši u odnosu na percepciju javnosti	1,7	0,3	Rizik je za sedam rangova niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za osam rangova viši u odnosu na percepciju javnosti	1,8	0,2	Rizik je za osam rangova niži u odnosu na percepciju javnosti
Rizik je za devet rangova viši u odnosu na percepciju javnosti	1,9	0,1	Rizik je za devet rangova niži u odnosu na percepciju javnosti



Na kraju, kada je u pitanju percepcija u modelu koje je kreiran za potrebe ove disertacije, ona se navodi kao opciona kategorija iz više razloga. Kao što je navedeno u poglavlju 2.8. po nekim pitanjima od nadnacionalnog ili nacionalnog značaja koja su isključivo stvar ekspertize, uključivanje javnosti u proces procene rizika i donošenja odluka po pitanjima nacionalnih strategija, politika i zakona ne donosi koristi, odnosno ne smeju da budu postavljena za odlučivanje široj javnosti. Jedno takvo pitanje jesu i klimatske promene i globalno zagrevanje. Primera radi, apsolutni je imperativ s obzirom na postojanje naučnog konsenzusa o odvijanju navedenog procesa, i bavljenje ovim pitanjem i usvajanje politika je imperativ svakog društvenog sistema, bez obzira na percepciju javnosti o stepenu i tempu kojim se sam proces globalnog zagrevanja odvija. Ono gde se može javnost uključiti jeste pri odabiru samog načina na koji će se pristupiti rešavanju problema, gde ocena percepcije prihvatljivosti određenih opcija može značajno pomoći u njihovoj kasnijoj implementaciji. Samim tim zbog veće ili manje upoznatosti ili stepena verovanja u neka rešenja može biti determinant uspešnosti određenih modela rešavanja problema. Negde će bolje funkcionisati subvencije u obnovljive izvore energije ukoliko postoji visok stepen upoznatosti sa načinom njihovog korišćenja, dok će negde bolje funkcionisati poreska opterećenja negativnih ekoloških praksi, kada je stopa poznavanja alternativa niska.

Dodatno treba istaći da se Orhuska konvencija (engl. *Aarhus Convention*) koja je nastala kao rezultat rada Ekonomske komisije Ujedinjenih nacija (United Nations Economic Commission for Europe), se smatra jednim od najvažnijih dokumenata iz oblasti zaštite životne sredine koji predstavlja kombinaciju ljudskih prava i zaštitu životne sredine, odnosno ističe njihovu neotuđivost, i naglašava (EC, 2000; EC, 2009; Mason, 2010):

- Slobodan pristup informacijama;
- Participaciju javnosti u procesu donošenja odluka;

- I pristup pravdi po ekološkim pitanjima, gde se misli na postojanje i poštovanje odgovarajuće ekološke regulative kao i pristup adekvatnoj životnoj sredini koja omogućava zdrav razvoj i život.

Ovaj dokument u isto vreme predstavlja i jedan od načelnih dokumenata kojima se vodila i Evropska komisija i Evropski parlament, a samim tim i Evropska agencija za zaštitu životne sredine (Commission of the European Communities, 2008).

Prethodno navedeno svakako predstavlja samo neke od načina na koji se može vrednovati percepcija u proceni rizika, ali za model koji je predstavljen ovom disertacijom, podaci koji su prikupljeni od strane Evropske komisije, a predstavljeni od strane Evropskog zavoda za statistiku, ono gde se najbliže dolazi do evaluacije ekoloških znanja i verovanja stanovnika EU, jesu podaci o tzv. Sporazumu gradonačelnika (Kona et al., 2015), koji predstavljaju podatke o broju ljudi koji podržavaju vlasti na lokalnom nivou, zemalja Evropske unije, koje su na dobrovoljnoj bazi u svoje programe uvrstili zaustavljanje klimatskih promena kao jedan od ciljeva i biće predstavljen detaljnije u sledećem poglavlju.

#### ***3.4.3.2 Sklonost ka riziku i primena u kreiranom modelu***

Prvo, kao i kod implementiranja procene percepcije u predstavljenom modelu, procena sklonosti ka riziku je predstavljena kao opcionalna komponenta modela, gde je njeno uključivanje nekada neophodno, dok nekada sistem ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou prosto ne zavisi od faktora koji utiču na sklonost sistema ka riziku.

Na primer, sklonost ka riziku sistema ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou ne igra ulogu u trenucima kada su ekološki problemi već toliko izraženi da prosto sklonost ka rizičnom ponašanju ili neutralnost više nije moguća. Kao i u prethodnom primeru, jedno takvo pitanje jesu klimatske promene i globalno zagrevanje gde se

došlo kako do naučnog tako i internacionalnog konsenzusa o postojanju i ozbiljnosti problema i potrebi preduzimanja akcija za njihovo dalje zaustavljanje, iako taj isti konsenzus ne postoji kada je u pitanju mera koja će se preduzeti.

Sa stanovišta ekološkog upravljanja i ovde kreiranog i predstavljenog modela sklonosti ka riziku, ako se posmatra donosioc odluke može se reći da (Szpiro, 1986):

- može gajiti odbojnost prema riziku (engl. *risk - averse*),
- biti neutralan prema riziku (engl. *risk - neutral*),
- biti sklon riziku (engl. *risk - seeking*).

S obzirom da je kod ovog modela, a i generalno, donosilac odluke institucionalizovan i deluje sistematično, nekoliko je faktora koji mogu da utiču na sklonost odnosno odnos prema ekološkom riziku na nacionalnom nivou prilikom procene rizika po pojedinačnim ekološkim problemima kao i u donošenju odluka o definisanju nacionalnih strategija, politika i zakona.

Dva su faktora koja se izdvajaju kao dominantna kod procene sklonosti ka ekološkom riziku na nacionalnom nivou iz do sada učinjenog pregleda literature. Jedan je proces definisanja nacionalnih ekoloških vrednosti o kome je bilo reči na početku ovog poglavlja (Dietz, Fitzgerald, & Shwom, 2005), a drugi su već postojeća zakonska regulativa i internacionalni sporazumi i nacionalna zakonska regulativa (Barboza, 2010; Peel, 2010).

Ako se pogledaju ranije potencijalne definisane ekološke vrednosti koje neki nacionalni upravljački sistem usvaja i njihovim kvalitativnim izražajima vrednosti gde po važnosti stavljaju životnu sredinu u odnosu na neprikosnovenost zadovoljavanje ljudskih potreba njenom degradacijom, mogu se njima dodeliti numeričke vrednosti ranga rizika kao u sledećoj tabeli:

**Tabela 3-3. Ocena ranga sklonosti ka riziku na osnovu usvojene nacionalne ekološke vrednosti**

<b>Usvojena nacionalna ekološka vrednost</b>	<b>Ocena ranga</b>
Antropocentrizam;	10
Properterijanizam;	8
Environmentalizam;	6
Plitka ekologija;	4
Ekocentrizam (duboka ekologija).	2

Ocene ranga su skalirane kako bi odgovarale ocenama koje se dodeljuju najčešće u metodama procene rizika radi adekvatnog dobijanja ukupnog ranga rizika kada se agregiraju ocene faktora sklonosti ka riziku, faktora percepcije i kvalitativno-kvantitativne procene rizika.

Kada je reč o legislativnom faktoru, ono što određuje sklonost nacionalnog sistema ka određenom ekološkom riziku jeste nekoliko faktora, među kojima: da li postoji internacionalni sporazum ili zakon koji je potpisan i da li je obavezujući ili ne? Da li je potpisani internacionalni sporazum ratifikovan? Da li postoji nacionalna regulativa koja se bavi posmatranim ekološkim problemom?

**Tabela 3-4 Ocena ranga sklonosti ka riziku na osnovu postojeće nacionalne i internacionalne regulative**

<b>Usvojena nacionalna ekološka vrednost</b>	<b>Ocena ranga</b>
Regulativa ne postoji niti se vodi evidencija po odgovarajućim indikatorima;	10
Regulativa ne postoji ali se problem prati po odgovarajućim indikatorima;	8
Postoji nacionalna regulativa i problem se prati po odgovarajućim indikatorima;	6
Postoji internacionalna regulativa i obaveza na osnovu koje postoji nacionalna obaveza;	4
Postoji internacionalna regulativa i obaveza na osnovu koje postoji nacionalna obaveza i problem se prati po odgovarajućim internacionalno usvojenim indikatorima.	2

I u ovom slučaju kao i u prethodnom, ocene su skalirane radi lakše agregacije integrisane procene rizika.

Dakle, ideja je da na osnovu stepena postojeće nacionalne i internacionalne regulative i vođene evidencije o određenom problemu može da se dodeli ocena ranga sklonosti ka riziku. Odnosno, što je veći broj obaveza i kontrolnih mehanizama, sklonost ka riziku je niža. Ova pretpostavka se bazira na činjenici da nekada zemlje iako načelno mogu biti sklonije ne sprovođenju određene ekološke regulative radi zadržavanja tradicionalnih ekstrakcionih ekonomskih načina razvoja, sklonost ka takvoj ekonomskoj politici se značajno smanjuje postojanjem internacionalnih međunarodnih sporazuma i regulativa. Jedan od dokaza za ovo jeste i politika EU 2020, EU 2030 i EU 2050 kada su u pitanju klimatske promene i smanjenje emisija klimatskih gasova, koja će biti i predstavljena primerno u sledećem poglavlju.

Na kraju, za potrebe sprovođenja ovog modela, a kako postoje situacije koje prevazilaze postojanje nacionalnih i nadnacionalnih regulativa, jer kada je posmatrani region kao što je to slučaj sa Evropskom unijom, na čijoj strukturi će biti predstavljena implementacija ovog modela, može se zaključiti da je zakonska regulativa zbog posledica približavanja zakona suviše homogena da bi pokazivala razlike u sklonosti ka riziku u svom deklarativnom obliku. Drugim rečima, zakonska regulativa je ista, stoga bi se sklonost ka ekološkom riziku na prvi pogled mogla učiniti istom. S obzirom na to, kao derivat zakonske regulative, i usvajanja principa zagađivač plaća, kod svih zemalja članica, za potrebe implementacije ovog modela, biće analiziran stepen plaćanja kao vid evaluacije stepena sklonosti ka ekološkom riziku, u vidu komparativne evaluacije stepena poreza i plaćanja koje zakonska regulativa diktira po različitim zemljama kao vid demotivacije odnosno smanjenja nivoa sklonosti ka ekološki neodgovornom ponašanju svojih rezidenata.

### **3.4.3.3 Integrirana procena rizika**

Konačno, dolazi se do integrirane procene rizika agregiranjem podataka u slučaju da je bilo potrebno uključiti u procenu i percepciju rizika i sklonost ka riziku koja bi bila predstavljena na sledeći način gde bi se za agregaciju ocena koristila matematička operacija množenja:

U modelu koji je ovde prikazan, dalje će biti reči o kvalitativno-kvantitativnoj proceni rizika, pa samim tim i primer, odnosno implementacija modela, će se bazirati na metodi za poređenje rizika, konkretno FMEA metodi te njenoj hibridnoj primeni kao i primeni u kombinaciji sa drugim metodama. Kako je to slučaj treba istaći da se kod FMEA metode, kao krajnji rezultat dobija rang rizika koji se izražava kroz RPN, odnosno broj prioriteta rizika (engl. *Risk Priority Number*). A kako se model bazira na integriranju i dodatnih faktora rizika koje FMEA inače ne uzima u obzir, odnosno faktora percepcije rizika i faktora sklonosti ka riziku, čime se dobija sveobuhvatnija procena rizika. Jednačina koja će se koristiti u ovoj disertaciji će računati RPN preko postojeće formule za računjanje RPNa i u svojoj osnovi predstavlja istu stvar ali radi jasnije razlike, između rezultata dobijenih korišćenjem standardne FMEA metode i faktora koje inače uzima u obzir i one koja je korišćena u navedenom modelu, koristići se pojam IRPN, odnosno integrirani RPN broj koji će integrisati u računanje ranga rizika uključiti i navedena nova dva faktora odnosno percepciju rizika i sklonost ka riziku. Tako dobijeni rezultati će se predstaviti sledećom formulom:

$$\mathbf{IRPN = RPN \times Percepcija\ rizika \times Sklonost\ ka\ riziku}$$

Gde se RPN odnosno rang prioriteta rizika dobija primenom ili kombinacijom jedne ili više metoda za poređenje rizika koje su predstavljene u prilogu 2.

Nakon prolaska kroz sve procese modela ovog koraka konceptualnog modela, kao i na kraju prethodnog koraka, dolazi se do logičkog kola, gde je kondicional nastavku dalje procene rizika, posedovanje autonomije nacionalnog ekološkog tela u odlučivanju.

Ako nacionalni ekološki entitet poseduje autonomiju, odnosno može samostalno da definiše i vrši implementaciju korektivnih mera, mera pod kojima se podrazumeva umanjenje rizika, onda se prelazi na sledeći korak modela odnosno na korak implementacije i revizije, a ako ta autonomija ne postoji petlja se vraća na procese prvog koraka modela odnosno na proces definisanja nacionalnih ciljeva.

#### **3.4.4 Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u metodologiji ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Dakle, po modelu je predviđeno da se za svaki identifikovani ekološki problem za koji je sprovedena inicijalna procena rizika ekspertskom metodom, sprovede, nakon dobijenog početnog ranga, integrisana procena rizika, i ovaj se proces ponavlja dok se ne dobiju rezultati za sve probleme sa rang liste inicijalne ekspertske procene. Kao rezultat se dobije rang rizika ekoloških problema integrisane procene rizika.

U ovom koraku razvoja modela, koji je ujedno i poslednji korak, uključuju se aktivnosti koje su vezane za korektivne mere koje nacionalni entitet može sprovesti. Procesi ove faze su predstavljeni crvenom bojom na grafičkom prikazu modela.

Nakon završetka procesa definisanih u modelu specifično u koraku tri, odnosno nakon dobijanja integrisane procene rizika i dobijanja rezultata u vidu ranga rizika po ekološkim problemima i opciono uključujući procenu faktora percepcije i sklonosti ka riziku, ono što se javlja kao pitanje koje bi trebalo da uključi procese definisane korakom četiri, jeste stepen autonomije u donošenju odluka o korektivnim merama koje nacionalni ekološki entitet ima. Ovde se prevashodno misli na ingerencije u samostalnom radu, kao i samom legislativnom okviru u kome entitet deluje, ali i

stepenu odnosno magnitudi ekološkog problema o kojem je reč. Pod tim se misli na to da je najčešći scenario da kada su u pitanju određeni kolokvijalno rečeno „manji“ ekološki problemi u smislu njihove magnitude i broja ljudi koji pogađaju nacionalna tela najčešće imaju autonomiju za donošenje odluka i sprovođenje mera, dok kada su u pitanju kolokvijalno rečeno „veći“ i dalekosežniji vremenski ekološki problemi, s obzirom da je u pitanju nacionalni entitet najčešće se ingerencija eskalira na viši entitet, tj. ne može se nastaviti u pravcu samostalnog delovanja bez konsultacija sa nadležnim ministarstvom ili na kraju sa Vladom odnosno ne može se nastaviti bez rasprave u parlamentu.

To znači da se u slučaju nepostojanja takve autonomije predstavljeni model vraća na definisanje ciljeva i prioriteta na osnovu do tada urađene integrisane procene rizika, u procese koje vode do višeg entiteta gde viši entitet na osnovu do tada predloženih predloga i nacrtu zakona daje odobrenje za sprovođenje korektivnih akcija.

U slučaju da ta autonomija po konkretnim pitanjima postoji, ono što sledi na ovom nivou modela je definisanje korektivnih akcija, gde se po svim ekološkim problemima vrši ekspertske predlog mogućih aktivnosti za smanjenje nivoa rizika iz čega bi trebalo kao rezultat da izađe dokument koji bi predstavljao listu korektivnih akcija. Nakon toga se opet otvara prostor za integrisanje metoda procene rizika u model, tako što i same aktivnosti na umanjenju rizika kod ekoloških problema mogu imati određene neželjene efekte. Posebno je to slučaj ako ih zemlje samostalno sprovode (Hoel, 1991) i ako se sprovode radije zbog njihove popularnosti nego zbog njihovog realnog umanjenja ekološkog rizika (Walker & Wan, 2012).

Da bi se pristupilo rangiranju predloženih korektivnih akcija koje su predložene i definisane listom korektivnih akcija, sledi odabir metode prioritizacije akcija, nakon čijeg sprovođenja se dobija rezultat u vidu ranga korektivnih akcija po ekološkim problemima, nakon čega sledi implementacija korektivnih mera, a nakon čega kada se



iscrpi lista sa korektivnim merama i njihova implementacija, model vraća na korak tri kako bi se ponovo sprovedela integrisana procena rizika, nakon sprovedenih korektivnih mera po svim ekološkim problemima po kojima je nacionalni ekološki entitet imao autonomiju da samostalno sprovodi korektivne akcije.

Nakon procesa implementacije i revizije, model se vraća na svoj prvi korak, što je i predstavljeno povratnom vezom na grafičkom prikazu konceptualnog modela.

Sledi proces definisanja nacionalnih ciljeva. Ulaz za ovaj proces je dokument dobijen integrisanom procenom rizika odnosno dokument koji sadrži konačan rang ekoloških problema, u idealnom scenariju, nakon implementacije korektivnih mera. Na grafiku 3.5. i grafiku 3.6. se može videti da se u ovaj proces moglo krenuti i bez implementacije korektivnih mera u slučaju da nacionalni ekološki entitet ne poseduje autonomiju za samostalno odlučivanje ili nakon samo inicijalne ekspertske procene rizika u slučaju da je vreme bilo ograničavajući faktor za detaljnu procenu rizika.

Ovaj dokument koji u sebi sadrži rang odnosno prioritet ekoloških problema rangiranih odabranom metodom rizika shodno posmatranom ekološkom problemu predstavlja osnov za definisanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine.

Kada se definišu nacionalni ciljevi životne sredine koje zemlja želi da postigne u okviru svojih granica, na osnovu njih se prelazi na proces definisanja nacionalnih strategija, politika i zakona i ostale vidove legislativa i regulativa koje se prvo diskutuju u procesu definisanja predloga, a zatim šalju dalje kao finalni rezultat nacionalnog tela za zaštitu životne sredine u vidu dokumenta predloga strategija i zakona koje se prosleđuju na viši entitet o kojem je ranije bilo reči, odnosno ako je u pitanju parlamentarna demokratija na izglasavanje u okviru nacionalnog parlamenta, ili nekad kako praksa pokazuje u idealnom scenariju, kada su u pitanju odluke koje su od sveobuhvatnog nacionalnog značaja, nacionalnom telu za zaštitu životne sredine.

Dobra praksa pokazuje da kada je Nacionalno telo za zaštitu životne sredine SAD-a u pitanju odnosno EPA, ima i delom prenesenu legislativnu moć, datu od strane kongresa, ili kada je u pitanju Evropska unija i EEA od strane Evropskog parlamenta, kao vid pomoći u delovanju i implementaciji ekoloških politika. Naravno, ona je ograničena na usko stručnu oblast delovanja, a pravda se time da pitanja od nacionalnog značaja ove magnitude ne bi trebalo da budu stvar političke volje i previranja, već da se ekspertiza stavlja u prvi plan tako da po ekspertskom pitanje iz ove oblasti treba da bude ostavljeno multidisciplinarnom telu sačinjenom od naučnika iz svih oblasti kojih se odluke dotiču, i da je njihova reč po tom pitanju ona koja se uzima ne kao defakto konačna, ali u najvećem broju slučaja kao preovlađujuća. Kako se nacionalne politike baziraju na prethodno definisanim ciljevima zaštite životne sredine, dalje će biti prikazan deo modela koji se tiče modela definisanja nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine.

U svom sumarnom obliku ova faza razvoja modela zapravo predstavlja razumevanje da se kreiranje predloga odluka, strategija i politika kao i nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine u predloženom modelu definišu kroz nekoliko podprocessa koji se nalaze u uzajamnoj logičkoj sprezi. Sa jedne strane definisanje nacionalnih ciljeva u zaštiti životni sredine, odnosno na jednom teritorijalnom prostoru koji konstituiše pravnu mogućnost delovanja organa i tela Vlade se najčešće bazira na postavljanju ciljeva prevazilaženja, umanjenja ili eliminacije postojećih ekoloških problema. Shodno tome, radi adekvatnog definisanja nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine je prethodno potrebno pristupiti jasnom definisanju i proceni rizika ekoloških problema na posmatranoj teritoriji.

Ovim prikazom implementacije četiri koraka modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procena rizika, prikazana je verzija načina primene modela kroz sistem metoda koje u sebi integriše, što je po definiciji metodologija, a u ovom konkretnom slučaju metodologija ekološkog upravljanja na

nacionalnom nivou zasnovan na integrisanju metoda procena rizika predstavljen na slici 3.5.

Sada treba dati odgovore i zaključiti nekoliko pitanja uključujući i postavljene hipoteze ove doktorske disertacije.

Prvo pitanje koje se nameće jeste s obzirom na četiri koraka konceptualnog modela koja su dovela do stvaranja kompletnog modela, u kojim prilikama i situacijama se sprovode određeni procesi modela, a u kojim se sprovodi model u celosti?

Prvo, ono što je bitno naglasiti ovde jeste da preduslov predloženog modela predstavlja hijerarhijska osnova donošenja odluka kao vida upravljanja na nacionalnom nivou po ekološkim pitanjima i u upravljanju ekološkim rizikom. Samim tim prvi proces modela, predstavlja i preduslov svim ostalim procesima, a to je proces postavljanja infrastrukture i model definisanja pozicije donošenja ekoloških odluka u hijerarhiji nacionalnih tela, i kao takav je neizostavan deo u bilo kom scenariju. Tako da sa stanovišta sve četiri definisane posebne hipoteze ove disertacije on predstavlja svakako nužan, ali još uvek ne i dovoljan uslov njihove potvrđenosti. Iz navedenog sledi da je taj deo modela ujedno i obavezni deo u svakoj primeni predstavljenog modela.

Drugo, kada su u pitanju koraci konceptualnog modela i procesi modela, radi dobijanja maksimalnih rezultata u procesu ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, treba nastojati, kada je god to moguće, sprovesti sve procese modela odnosno kompletan predstavljeni model. Svakako da u idealnom scenariju što opsežnija procena rizika daje bolje i upotrebljivije rezultate sa stanovišta ekološke problematike, a što opsežnija procena rizika podrazumeva sve procese kompletnog modela.

Nažalost, idealni scenariji su retki u realnom životu. S obzirom na to, na grafičkom prikazu 3.5. koji predstavlja metodologiju primene modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika, su predstavljene i definisane dve tačke, koje predstavljaju potrebne uslove za sprovođenje svih procesa koje su razvijene kroz četiri koraka konceptualnog modela. Ako se detaljnije pogleda grafik 3.6. zaključuje se da se procesi koraka 1 kao i koraka 2 sprovode u svakom mogućem scenariju, što znači da procesi ovih koraka predstavljaju ujedno i nužan i minimalan uslov sprovođenja modela. Navedene ključne tačke, koje predstavljaju uslove za sprovođenje procesa koraka 3 i 4, su na navedenom grafiku predstavljene kao pitanja, odnosno kondicionalna „ili“ kola.

Prvo koje se tiče vremenske dimenzije, odnosno pitanja da li postoji dovoljno vremenskih kapaciteta za prelazak na sledeće procese modela odnosno na detaljnu procenu rizika. Ovo pitanje je pitanje urgentnosti trenutka odnosno pitanje da li se procena čini reaktivno kao posledica nekog ekološkog akcidenta gde ne postoji dovoljno vremena i odluke se moraju doneti u što kraćem mogućem roku. Ili se procena čini proaktivno i deo je regularnog rada nacionalnog ekološkog entiteta. Gde ako je odgovor da se procena vrši u stanju urgentnosti, nema sprovođenja procesa definisanih u trećem i četvrtom koraku konceptualnog modela, a ako je u pitanju redovno stanje stvari i proaktivno se vrši funkcija upravljanja, onda se prelazi na procese koraka 3 i 4 kako su definisani u konceptualnom modelu.

Drugo pitanje je takođe predstavljeno kondicionalnim „ili“ kolom, koje je vezano za postojanje autonomije u odlučivanju nacionalnog ekološkog entiteta, gde ako ta autonomija postoji se sprovode svi procesi 4 koraka definisana još u konceptualnom modelu.

Kada se pogledaju hipoteze može se zaključiti da već aktivnosti koraka 1 i koraka 2 predstavljene plavom i zelenom bojom predstavljaju obavezne aktivnosti u procesu

ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou što dokazuje i pregled literature predstavljen u poglavlju dva, prilogu 1 i prilogu 2, čiji je i sumirajući zaključak da je ekološko upravljanje na nacionalnom nivou više nezamislivo bez procene ekološkog rizika bar na načelnoj, kako je ovde nazvana, inicijalnoj odnosno početnoj ekspertske proceni ekološkog rizika. I baš takvu procenu rizika integrisanjem ekspertskih, uglavnom kvalitativnih metoda procena rizika u sam proces upravljanja i sistem donošenja odluka, procesi modela definisanih u koracima 1 i 2 konceptualnog modela i čine. Kako navode Trimintzios i koautori (2013), takvi modeli su za sada nepostojeći, a dodatno su retko i definisane hijerarhijske granske nacionalne strukture za procenu rizika po različitim pitanjima, gde su uključena i nacionalna ekološka pitanja iz čega sledi zaključak da je posebna hipoteza H1, odnosno da predloženi model ekološkog upravljanja (Model EUnNN-IMPR), kao podrška odlučivanju, doprinosi unapređenju ekološkog upravljanja jedne zemlje potvrđena i to na dva nivoa prvo jer daje gransku hijerarhiju po nacionalnim ekološkim pitanjima i rizicima, koja ranije nije postojala, a drugo, data je kao sistem podršci u donošenju nacionalnih ekoloških odluka davanjem predloga strategija, zakonskih regulativa, i slično.

Da li će se sprovoditi procesi koraka 3 i 4, zavisi od dva faktora. Prvi faktor jeste vremenska kategorija, dok je drugi faktor autonomija entiteta, odnosno tela koje je zaduženo za procenu nacionalnog ekološkog rizika. Kada je u pitanju korak 3, i procesi koji su njome definisani, njihovo sprovođenje zavisi od vremenske komponente u smislu da s obzirom na samu ekološku problematiku vreme neretko predstavlja ograničavajući faktor za sprovođenje kompletne procene rizika. Ovo umnogome zavisi od načina na koji je definisan način delovanja nacionalnog ekološkog entiteta. Način delovanja nacionalnog ekološkog entiteta varira od proaktivnog do responzivnog, gde se kod proaktivnog stavlja naglasak na delovanje pre nego što dođe do same eskalacije posmatranih ekoloških problema, dok kod responzivnog delovanja, najčešće govorimo o delovanju nakon tačke kada su efekti problema već uveliko osetni.

Naime, u dobro organizovanim nacionalnim sistemima proaktivno delovanje je učestalije, pa se detaljne procene rizika rade pre nego što efekti problema postanu jasno vidljivi, dok se u slabije organizovanim sistemima reaguje tek kada efekti problema već uveliko postanu opšte osetni. To znači da se procesi koraka 3 sprovode kada je nacionalni entitet proaktivnog karaktera i onda postoji dovoljno vremena za redovno sprovođenje svih procesa, dok kada su u pitanju urgentne situacije, ili situacije ekoloških katastrofa, poput u vreme kriznih situacija u vreme poplava u Srbiji 2012. i 2014. godine, kada je vreme od krucijalne važnosti i kada se zahteva hitno donošenje odluka u strukturalnoj hijerarhiji dolazi do donošenja odluka koje bi zahtevale da se procesi koraka 3 i 4 izostave.

Kada su u pitanju procesi koraka 4, oni se sprovode u zavisnosti od postojanja autonomije nacionalnog entiteta da samostalno donosi odluke kada je u pitanju ekološki rizik i načelno ekološka problematika. Za neke nacionalne agencije poput EPA ili EEA, ona je vrlo visoka, pa je mogućnost donošenja samostalnih odluka naročito po pitanju korektivnih akcija velika, dok je kod drugih ta autonomija nižeg stepena i zahteva posebnu saglasnost ili od nadležnih ministarstava ili od Vlade generalno. Kada ta autonomija postoji ili se dobije naknadno na zahtev nacionalne agencije, onda se sprovode i svi procesi definisani u koraka 4 ovde predstavljenog modela.

Ovime je prikazana samo metodologija prve iteracija sprovođenja modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, i u idealnom scenariju, odmah nakon završetka prve iteracije bi započela sledeća iteracija, jer funkcija upravljanja u svom optimalnom scenariju predstavlja kontinuirano sprovođenje elemenata planiranja, organizovanja, koordinacije i kontrole.

## **4. IMPLEMENTACIJA MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA**

### **4.1. Cilj implementacije modela**

Model koji je predstavljen u prethodnom poglavlju je u ovom poglavlju implementiran, i to na nacionalnom nivou zemalja Evropske unije, a na osnovu metodologije koja je prikazana na kraju prethodnog poglavlja. Model će biti predstavljen kroz jednu svoju iteraciju i to prolaskom kroz njegove ključne procese, a prateći korake koji su definisani još u konceptualnom modelu.

Time će se proveriti opšta hipoteza ove disertacije, odnosno odgovor na pitanje da li je moguće uspostaviti model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji integriše metode procene rizika (Model EUnNN-IMPR).

Ta hipoteza će se proveriti kroz posebne hipoteze navedene ranije odnosno, kada se sprovede model, verifikovaće se da li predloženi model ekološkog upravljanja (Model EUnNN-IMPR), kao podrška odlučivanju, doprinosi unapređenju ekološkog upravljanja jedne zemlje, da li takav model obezbeđuje kvalitativnu i kvantitativnu podršku odlučivanju, zatim da li doprinosi definisanju strateških prioriteta za rešavanje ekoloških problema i zaštitu životne sredine na nacionalnom nivou i konačno da li doprinosi unapređenju podrške za uspostavljanje transparentne i efektivne nacionalne politike i strategija zaštite životne sredine.

Iako je Evropska unija kao politički entitet nadnacionalnog karaktera, ona predstavlja veći izazov modelu u smislu njegove svrsishodnosti. Tako da adekvatno sprovođenje modela na ovom nivou pokazuje njegovu svrsishodnost na nacionalnom nivou. Da bi se to postiglo, ideja je da se provera implementacije ovog modela testira kao

mogućnost dobijanja rezultata i testiranja hipoteza kao unapređenja ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou sa stanovišta svih zemalja Evropske unije, na podacima koje za njih EEA prikuplja. Odnosno, model će se ovde testirati na individualnom nacionalnom nivou zemalja članica Evropske unije i jer dobijeni rezultati služe kao unapređenje nacionalnog ekološkog upravljanja svih zemalja čiji su podaci obrađivani i time će se proveriti H1, odnosno da li predloženi model ekološkog upravljanja (Model EUnNN-IMPR), kao podrška odlučivanju, doprinosi unapređenju ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.

Prvo, da bi se predstavila konkretna implementacija kompletnog modela predstavljenog na slici 3.4., potrebno je objasniti hijerarhiju i način donošenja odluka u upravljanju na nivou Evropske unije.

## **4.2. Postavljanje sistema ekološkog upravljanje na nacionalnom nivou**

Gledajući model koji je predstavljen u prethodnom poglavlju, može se zaključiti da s obzirom da je kao inicijalni događaj navedeno postavljanje sistema ekološkog upravljanje na nacionalnom nivou, sprovođenje modela započinje onog trenutka kada postoji jasna hijerarhija donošenja odluka, što je u ovom slučaju ispunjeno postojanjem entiteta Evropske unije, koja su predstavljena u ovom poglavlju i gde je opisan njihov način delovanja.

## **4.3. Definisane nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine**

### **4.3.1 Hijerarhija i način donošenja odluka u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou Evropske unije**

Za predstavljeni model bitna su tri tela. Kao donosioci odluke, to su Evropski parlament, Evropski savet i Evropska komisija koje sve imaju različite uloge u sistemu odlučivanja.



Naime, Evropska komisija je jedino telo Evropske unije koje iako nema legislativnu moć, može predložiti nove zakone, regulativu ili propise. Tako da entitet zadužen za ekološku procenu rizika na nacionalnom nivou svih zemalja članice Evropske unije, odnosno Evropska ekološka agencija odnosno EEA, predlaže zakone i nove propise kao i izveštaje svog rada direktno Evropskoj komisiji, dok ih komisija dalje predaje na usvajanje Evropskom parlamentu i Evropskom savetu. Način odlučivanja Evropskog parlamenta i komisije biće objašnjen u nastavku. Prvo se mora objasniti funkcionisanje EEA. Naime, EEA se rukovodi Upravnim odborom koji čine predstavnici iz Vlada 33 zemlje pod čiji portfolio potpada zaštita životne sredine na nacionalnom nivou svake od zemalja, dva naučnika koje postavlja Evropski parlament glasovima većine i jednog člana Evropske komisije i njihovo delovanje je naučno/ekspertskim ekološkim većem. Zadaci Upravnog odbora su da usvaja višegodišnje i jednogodišnje programe i izveštaje, imenuje izvršnog direktora, kao i članove naučnog veća.

U tom smislu, ovo telo ima autonomiju koja je opisana u sprovođenju modela, predstavljenog u prethodnom poglavlju, kod procesa koraka 4 konceptualnog modela. Dakle, ima autonomiju u odlučivanju i kreiranju ekoloških programa, proaktivnom delovanju kao i autonomiju u sprovođenju korektivnih akcija tamo gde je to potrebno. Ono gde nema autonomiju, jeste u samostalnom donošenju novih zakona, već za to na osnovu svog rada daje predlog kroz izveštaje Evropskoj komisiji, koja onda to, kao jedini predlagač regulative, iznosi kao predloge Evropskom parlamentu i Savetu.

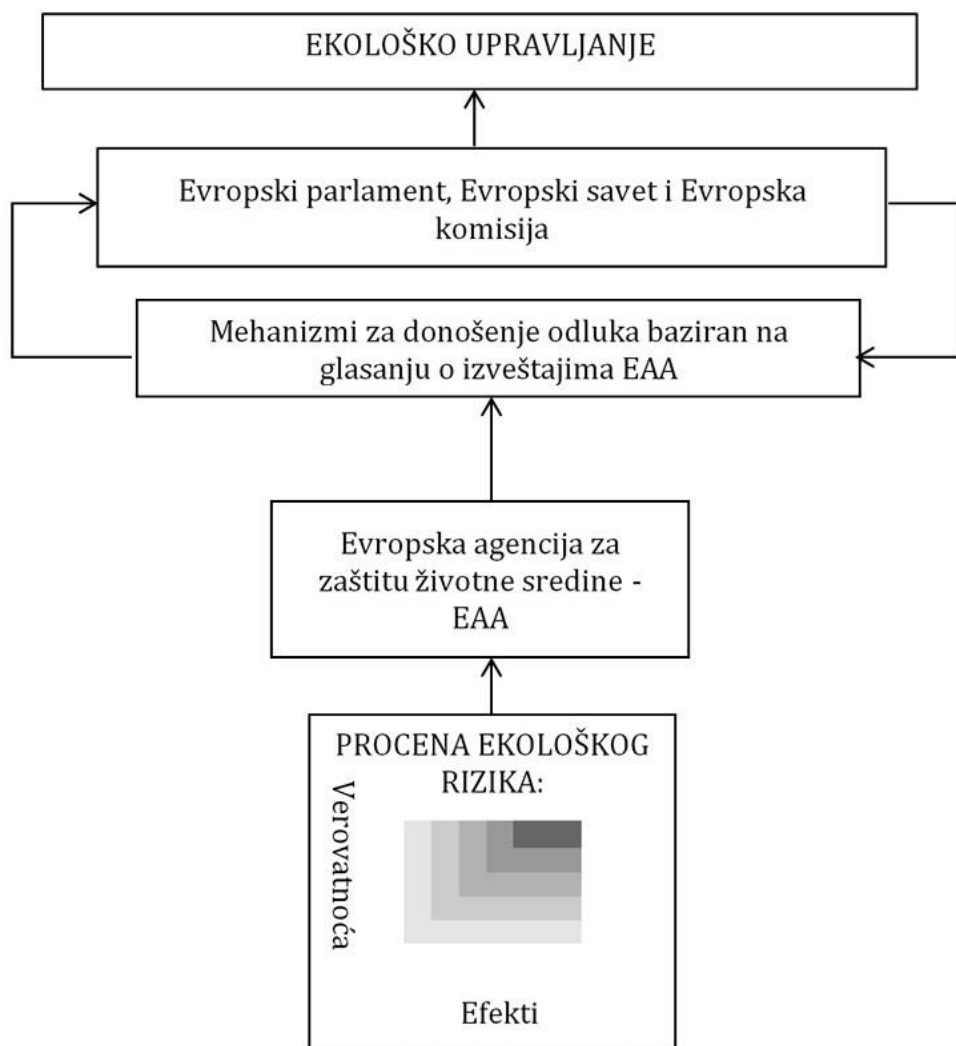
Treba naglasiti i takođe bitnu ulogu Naučnog komiteta, koje u principu ima tri zadatka (Lenschow, 2002), da:

- predstavi rezultate svog rada i višegodišnjih i godišnjih planova;
- da predloge za angažovanje novih naučnika/eksperata u Naučni komitet;
- iznese svoje mišljenje po pitanju naučno/ekspertskih pitanja kojima se Agencija bavi.

Kada je u pitanju Evropska komisija, ako se pogleda njeno delovanje, na osnovu zahteva ili izveštaja EEA, ona može predložiti na usvajanje nove ekološke regulative i politike. Pre samog tog čina i sama Komisija sprovodi procenu posledica (engl. *Impact assessments*) i to po ekonomskim, društvenim i ekološkim kriterijumima.

Predloge koje da Evropska komisija procenjuju Evropski parlament i Savet, i u slučaju da dođe do njihovog neslaganja, predlažu se izmene predloga u vidu amandmana. Tada nešto veću moć ima parlament u konkretnom slučaju ako dođe do neslaganja i oko amandmana, jer parlament ima mogućnost blokiranja predloga u ovoj iteraciji, dok Savet nema tu mogućnost. U slučaju da se oba tela slažu oko predloga, on se i usvaja. U poslednjoj iteraciji nakon predloga amandmana, oba tela imaju mogućnost veta odnosno blokiranja predloga.

Tako da na osnovu ovde iznesenog, hijerarhija donošenja nacionalnih ekoloških odluka, s obzirom na uzajamno povratnu spregu koje čine ova tri tela Evropske unije, se može predstaviti kao na sledećoj slici.



Slika 4.1. Hijerarhija u donošenju odluka u ekološkom upravljanju Evropske unije (izvor: autor)

#### 4.3.2 Okupljanje članova nacionalnog entiteta

Sledeći korak modela je okupljanje članova nacionalnog entiteta, koje se može inicirati iz jednog ili više razloga. Naime, može biti prvo okupljanje, odnosno konstitutivno okupljanje, koje bi trebalo da definiše način i model rada, ako su u pitanju zemlje koje ranije nisu imale ovakve entitete koji bi bili zaduženi za ekološko upravljanje na nacionalnom nivou. Ili može biti reč o redovnim i vanrednim okupljanjima ovog tela, gde se radi o redovnim okupljanjima kada su u pitanju redovne aktivnosti u vidu

proaktivnog delovanja ovog entiteta i proceni rizika ili o vanrednim okupljanjima gde je reč o reaktivnom delovanju ovog entiteta kada je u pitanju odgovor na vanredne ekološke situacije.

### **4.3.3 Definisane ekoloških principa**

Kao sledeći korak modela, nacionalni entitet, bilo da se okuplja po prvi put ili su u pitanju redovna ili vanredna okupljanja, treba da definiše ili načelne ekološke principe koji će uokviriti rad tog entiteta i biti obeleženi u vidu smernica njenog operativnog toka ili ekološke principe za novonastali problem koji je možda vanredno nastao. S obzirom da su ranije objašnjene različite ekološke opcije u smislu načela koje takav entitet može usvojiti na osnovu toga gde po važnosti u lancu vrednosti stavlja životnu sredinu, ovde samo deklarativno ostaje da se zaključi ono oko čega se po ovom pitanju slaže većina autora kada je u pitanju Evropska unija, a to jeste da je načelna filozofija iz koje deriviraju načela, strategije i zakoni kada je u pitanju zaštita životne sredine environmentalizam (LaFreniere, 1990; Starik & Gribbon, 1992; Rootes, 2002). Ovde u najširem smislu environmentalizam podrazumeva načela koja po sistemu vrednosti izjednačavaju na principijalnom nivou čoveka i životnu sredinu. Odnosno kako nema čoveka bez životne sredine, napad na životnu sredinu se izjednačava sa napadom na čoveka, ali konkretnije zaštita životne sredine podrazumeva zaštitu ljudskog života.

## **4.4. Rangiranje ciljeva zaštite životne sredine**

### **4.4.1 Definisane i identifikacija problema, liste i inicijalni rang ekoloških problema**

Sledeći korak u modelu je definisanje i identifikacija problema i ako pogledamo rad EEA, može se zaključiti da je centralni problem u vidu višegodišnjeg usvojenog programa koji se izdvaja kao strategija zemalja članica Evropske unije (EU) Evrope 2030, po kojoj je cilj da se smanje emisije gasova staklene bašte (GHG) za 40% u

odnosu na nivo emisija iz 1990. godine. U ovom poglavlju će se ispitati ta mogućnost sprovođenjem modela iz prethodnog poglavlja integrisanjem metoda za procene rizika u sistem ekološkog upravljanja Evropske unije.

Primer će ispitivati sposobnost zemalja EU da se postigne taj cilj u zadatom roku. Ova strategija predstavlja jedno od glavnih ekoloških pitanja, kako na nacionalnom tako i nadnacionalnom nivou. Iako su ciljevi izneti u strategiji EU 2020 gde je ciljano smanjenje emisije gasova sa efektom staklene bašte iznosilo 20% u odnosu na nivo iz 1990. godine već postignuto, treba razumeti da je smanjenje postignuto kada se posmatra ukupno smanjenje, na nivou cele Evropske unije (emisije gasova staklene bašte su 19,8% niže u odnosu na nivo 1990. godine (EC, 2016), ali da nije postignuto smanjenje na nivou svih država članica pojedinačno, što znači da je rezultirano smanjenje postignuto većim dostignućima i angažovanjem, nego planiranim od strane pojedinih zemalja u ovoj oblasti. U ovom poglavlju će se razmatrati mogućnosti postizanja istaknutih ciljeva EU 2030 svake od države članica pojedinačno. Procena rizika je na osnovu poređenja sadašnjih emisija zemalja i njihove mogućnosti napretka ka usvojenim ciljevima.

Pristup koji je korišćen je integrisana fazi AHP FMEA metoda (*Analytic hierarchy process; Failure Mode and Effect Analysis*) (Analitički hijerarhijski process; Analiza načina i efekata otkaza) (FAHP FMEA). Integrisana FAHP FMEA metoda se koristi u proceni rizika i predstavlja pristup koji se zasniva na induktivnom modeliranju koje se koristi za procenu potencijalnih režima otkaza i njihovih uzroka.

Ono što je ovde bitno istaći, kada je u pitanju model koji je predstavljen u prethodnom poglavlju, jeste da su fazi AHP i FMEA integrisne u model upravljanja. I to tako što je nakon listiranja svih problema vezanih za smanjenje emisije gasova sa efektom staklene bašte korišćenja ekspertska metoda fazi AHP, u inicijalnoj proceni rizika i definisanja ranga za posmatrane indikatore praćenja problema smanjenja emisije

klimatskih gasova, dok je FMEA korišćena kod dela koji je definisan kao integrisana procena rizika kod predstavljenog modela ove disertacije.

U ovom kontekstu, potencijal nemogućnosti svake od zemalja da ispuni zahtevano smanjenje emisija gasova sa efektom staklene bašte se smatra kao FMEA otkaz. Glavni cilj kod sprovođenja ove metode je bio generisanje broja prioriteta rizika (RPN) i ranga pojedinačnih zemalja i rizika koji predstavljaju neispunjenje naznačenih EU 2030 ciljeva. Kao rezultat primene integrisanog modela, zemlje su rangirane po broju prioriteta rizika.

Ljudske aktivnosti na Zemlji ugrožavaju životnu sredinu. Ova pretnja se ogleda u porastu ljudskog uticaja na klimu izazvanog pretežno povećanjem upotrebe fosilnih goriva, krčenja šuma i rastućim brojem stočnih fondova. Ovi antropogeni faktori su jedan od najvećih doprinosioca globalnom porastu prosečne temperature Zemljine površine. Sve ove aktivnosti doprinose povećanim emisijama gasova koji zadržavaju toplotno zračenje koje dolazi od sunca do Zemljine površine i sprečavaju njegov povratak van atmosfere. Gasovi koji najviše doprinose ovom efektu, pored naravno najpoznatijeg i u literaturi najzastupljenijeg ugljen dioksida (CO<sub>2</sub>), su i nikako manje važni, metan (CH<sub>4</sub>), azotni oksid (N<sub>2</sub>O) i fluorinovani gasovi (F-gasovi) odnosno, fluorougljovodonici (HFC) (Damro et al., 2008).

Za potrebe disertacije ispitiće se mogućnost individualnih potencijala zemalja EU da dostignu cilj od 40% smanjenja emisija gasova sa efektom staklene bašte u vremenskom periodu do 2030. godine, a kao rezultat će se proceniti rizik pojedinačnih zemalja kao i ukupnog dostignuća smanjenja emisije gasova sa efektom staklene bašte na nivou cele EU. Ova analiza je urađena kao potencijalni doprinos na tekuće diskusije velikog broja autora o verovatnoći postizanja postavljenih ciljeva (De Vos et al., 2014; Tol, 2014; Marke, 2014; Mitev, 2015; Markovska et al., 2014; Blok & Phylipsen, 1998). Države članice koje su već postigle definisane ciljeve u okviru plana

EU 2020, odnosno smanjenje emisija od 20% do 2020. godine su takođe uzete u obzir i to iz dva razloga. Prvo, one služe kao indikator, odnosno referentna vrednost za postignuća drugih zemalja. Drugo, radi identifikacije zemalja koje ne postižu dovoljno smanjenje u trenutnoj dinamici i kako bi se onda predložile korektivne akcije koje bi mogle da vode akcijama za vraćanje na kurs definisanih ciljeva, ali isto tako da bi se istakli naponi onih zemalja koje su predvodnici u postizanju ovog cilja, kao i, pošto su emisije promenljivi faktor i u velikoj meri zavise od okolnosti, rezultati analize ovih zemalja daju uvid o tome kolike su moguće oscilacije i promene u emisijama.

Pre nego što budu analizirani detalji, biće predstavljeni pojedinačni ciljevi EU 2030, kao što su definisani u EU 2030 planu za klimu i energiju do 2030. godine (engl. *GREEN PAPER A 2030 framework for climate and energy policies*), kako je navedeno od strane Evropske komisiji (2013), u „Zelenom članku“:

- Najmanje 40% smanjenja emisija gasova sa efektom staklene bašte (u odnosu na nivo iz 1990. godine).
- Najmanje 27% učešća izvora obnovljive energije u energetske portfolio zemalja članica.
- Najmanje poboljšanje od 27% u oblasti energetske efikasnosti.

#### **4.4.2 Faktor vremena**

Kada je u pitanju vremenska dimenzija sprovođenja analize, ono što je bitno za ovaj model jeste da je u njemu definisan kao proces i naredba grananja u algoritmu koja je definisana kao pitanje uslova vremenske dimenzije. Odnosno pitanje da li je vreme faktor od značaja.

Još jednostavnije objašnjeno, to bi značilo da kada se kaže reaktivno delovanje, misli se na delovanje u slučaju iznenadnih ekoloških problema ili prirodnih katastrofa, kada ne postoji dovoljno vremena za detaljnu procenu rizika, već se mora u najkraćem

roku doći do nacionalnih regulativa koje bi bile odgovor na novonastalo stanje. Zato se u tom slučaju, ako je odgovor na uslov da je vreme faktor od značaja, prelazi na procese definisanja nacionalnih ciljeva, politika i strategija i zakona. Primer za reaktivno delovanje bi bile poplave u Evropi, 2012. i 2014. godine, gde je zbog posledica koje su se odmah osetile moralo doći do usvajanja različitih regulativa u što kraćem periodu, radi minimizacije šteta koje su nastale.

U idealnom scenariju, ako postoji dovoljno vremena, odnosno vreme nije ograničavajući faktor, same procene rizika, odnosno kada govorimo o planovima, zakonima, strategijama koje imaju dalekosežnije posledice, ili se usvajaju za period delovanja na duži od godinu dana, pristupa se detaljnoj proceni rizika po svim ekološkim problemima. Primer za proaktivno delovanje bi bio sprovođenje procene rizika vezanih za klimatske promene i usvajanje strategija koje bi trebalo da budu na snazi narednih nekoliko decenija. Kao što je i sam primer koji je predstavljen ovde u modelu, odnosno strategije Evrope vezane za emisiju gasova sa efektom staklene bašte do 2020., 2030., 2050. godine.

#### **4.4.3 Odabir najvišeg problema u rangu**

Ovime je ispunjeno nekoliko procesa modela. Naime, identifikovani su problemi koji su povezani sa ekološkim principima, definisana je lista problema, a ekspertskom procenom rizika entiteta Evropske unije definisani su njihovi prioriteti, čime je učinjena inicijalna procena rizika koja zahteva definisanje rang liste problema po kojoj je najviši problem u rangu koji je bitan za dalje istraživanje:

- Najmanje 40% smanjenja emisija gasova sa efektom staklene bašte u odnosu na nivo iz 1990. godine.



Takođe, kako je identifikovano da postoji dovoljno vremena za sprovođenje detaljne procene rizika, prelazi se na sledeće korake modela, odnosno na odabir problema najvišeg u rangu.

Evropska komisija (2013) „Zeleno poglavlje“ daje okvir koji je kasnije usvojen od strane lidera EU krajem 2014. godine i koncentriše se na klimatski i energetska paket akcija za 2020. godinu i odgovara širim ciljevima izloženim u „Mapiranje puta za prelazak na konkurentnu ekonomiju sa niskim ugljeničnim otiskom do 2050. godine“ .

Ovde će detaljnije biti ispitana mogućnost zemalja EU da ispune prvorangirani od deklariranih ciljeva u okviru navedene strategije i mogućnosti postizanja tog cilja u propisanom roku. Specifičnosti ove analize su da će pokušati da obezbedi analitički alat integracijom dve metode za procenu rizika za praćenje napretka zemalja u postizanju navedenog cilja odnosno: „najmanje 40% smanjenja emisija gasova sa efektom staklene bašte (u odnosu na 1990. godinu)“ . Pored toga, u ovom delu disertacije će biti prikazana relacija između ovog pojedinačnog cilja i preostala dva cilja zbog činjenice da je njihovo ispunjenje uzajamno povezano. Osim toga, obično radovi koji pokrivaju ovu tematiku daju analizu u nekom od sledećih polja: ocena životnog ciklusa emisija gasova staklene bašte za pojedine proizvode (Samaras, & Meisterling, 2008); korišćenje tradicionalnih neobnovljivih izvora energije (Burnham et al., 2011); specifične industrijske grane (Flower, & Sanjayan, 2007); ili emisija na nacionalnom nivou za pojedinačne zemlje (Liobikienė, Butkus, & Bernatoniene, 2016). Ovaj rad pokušava da obuhvati globalni cilj smanjenja emisije gasova staklene bašte sa stanovišta celog regiona i emisije svih članica EU zajedno.

Osim toga, postizanje održivosti zahteva preduzimanje koraka koji imaju dalekosežne posledice. Skoro sve potencijalne mogućnosti za smanjenje emisija gasova staklene bašte koje ljudskoj vrsti stoje na raspolaganju uključuju masovni prelazak na obnovljive izvore energije (Dincer, 2000). Iako se napredne tehnologije za „hvatanje“

ugljen dioksida razvijaju i svakodnevno usavršavaju (Budzianowski, 2017; Kotowicz, Brzęczek, & Job 2017) kao i za smanjenje emisija (Ozgur Colpan, Dincer, & Hamdullahpur, 2009), kada se uzme u obzir količina globalnih emisija kao i eksponencijalni rast u određenim delovima sveta, ovakvi pojedinačni koraci ka rešavanju ovog problema nisu dovoljni. Samim tim, neophodan je pristup koji podrazumeva uključivanje svih glavnih aktera odnosno interesnih strana. Zbog toga je odabrana Evropska unija kao globalni politički akter za analizu u ovom poglavlju kao dobar reprezent definisanja nacionalnih strategija i okvira u pristupu rešavanja problema sve rastućih emisija.

#### **4.4.4 Definisanje kriterijuma/indikatora problema najvišeg u rangu**

Nakon što je odabran najviši problem u rangu odnosno:

- Najmanje 40% smanjenja emisija gasova sa efektom staklene bašte u odnosu na nivo iz 1990. godine,

sledi odabir indikatora koji su relevantni za praćenje progressa po ovom ekološkom problem.

Za nastavak provere modela urađeno je nekoliko stvari:

- Prvo, odabrana je metoda fazi AHP i sprovedena kao deo procesa ekspertske definisanja i procene ranga indikatora metodom procene rizika, koja je predstavljena u četvrtoj glavi, a ovde je dat detaljni pregled njene implementacije i uloge u samom modelu, čime je došlo do jednog integrisanja metode procene rizika u model nacionalnog ekološkog upravljanja, i to kod procesa rangiranja i selekcije indikatora za posmatrani problem.
- Drugo, identifikovani su i izračunati faktori FMEA za verovatnoću pojavljivanja, ozbiljnost efekata i detekciju za sve zemlje članice Evropske unije, a na osnovu inicijalnog ranga indikatora dobijenog na osnovu procene težinskih koeficijenata, koja je sprovedena kao procena rizika primenom fazi AHP

metode. Pojedinačna rangiranja zemalja po ovim faktorima dobijena su podacima koje je prikupila Evropska komisija, čime je došlo do još jednog integrisanja metode procene rizika u model nacionalnog ekološkog upravljanja, i to kao deo procesa predstavljenog modela, kod integrisane procene rizika ekoloških problema, što je i ključni cilj ove disertacije.

- Treće, urađena je integracija metode fazi AHP i FMEA, rezultati su dobijeni i upoređeni, a konačno rangiranje zemalja izvršeno je na osnovu rizika koji predstavljaju postizanje ukupnog smanjena emisija.

U početnoj fazi primene fazi AHP pristupa, fazi AHP se koristi za određivanje relativnih težina FMEA faktora rizika koji će se kasnije koristiti u integrisanoj proceni rizika, a koji su odabrani kao indikatori u predloženom modelu.

Indikatori koji će se razmatrati, a koji nam predstavljaju ulaz za sprovođenje integrisane procene rizika kao kasniji proces kada će biti korišćena FMEA metoda, su indikatori koje Evropska ekološka agencija koristi, a koje su zemlje članice EU kaskadno usvojile kao relevantne (EEA, 2016b):

- Ukupna emisija gasova staklene bašte kroz sve vidove ljudskog delovanja (engl. *green house gas* (u nastavku GHG) - kasnije FMEA faktor S<sub>1</sub>),
- Udeo obnovljivih izvora energije u ukupnom energetsom portfoliu (engl. *renewable energy sources* RES % kasnije FMEA faktor O),
- Ukupna potrošna energije (engl. *energy consumption* (u nastavku EC)- - FMEA faktor S<sub>2</sub>).

Pored ovih indikatora koji služe za kvalitativno-kvantitativnu procenu rizika, a koje EU već koristi, za potrebe ove disertacije kreiraće se jedan kriterijum radi primene FMEA metode u procesu procene rizika, radi računanja faktora detekcije koji je sastavni deo FMEA metode.

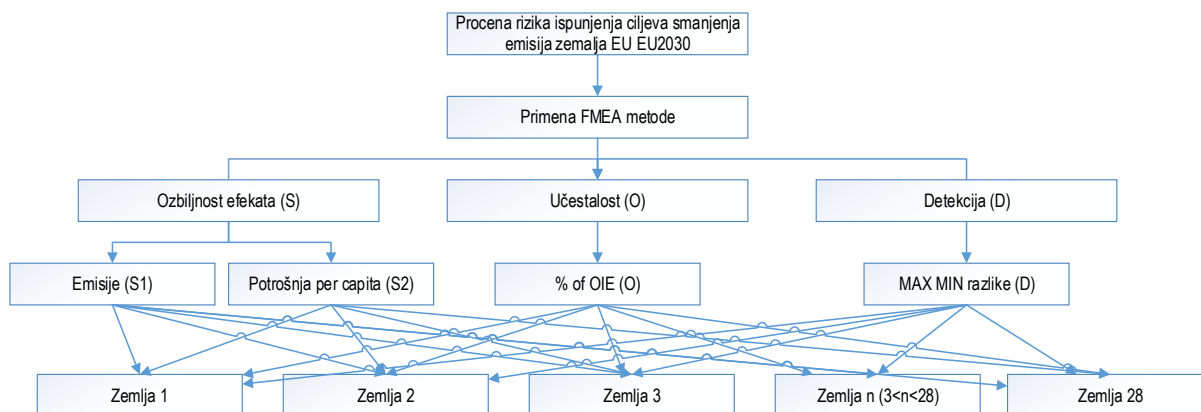
Taj kriterijum će se definisati kao:

- Razlika između maksimalnih i minimalnih emisija gasova za posmatrani period (kasnije FMEA faktor detekcije D).

Da bi se dobili težinski koeficijenti indikatora definisanog problema kao vid procene rizika, a u ovom slučaju, kao trouglastih fazi brojeva (engl. *triangular fuzzy number*, TFN), primenjeni su sledeći koraci:

1. Strukturiranje hijerarhije problema.
2. Računanje matrice Fazi AHP-a na osnovu ekspertskih ocena (Centar za ekološki menadžment i održivi razvoj CEMOR, Univerzitet u Beogradu, Fakultet organizacionih nauka).
3. Sinteza ovih ocena kako bi se dobili opšti prioriteti za strukturiranu hijerarhiju.
4. Provera doslednosti ocena. Ako je odnos konzistentnosti manji od 0,1, presuda je tačna za posmatrani težinski kriterijum.

Prvi korak je struktura hijerarhije problema. Zemlje članice EU u svojim aktivnostima za smanjenje emisija gasova sa efektom staklene bašte do 2030. godine mogu biti rangirane prema riziku neispunjenja ovih ciljeva na osnovu ranije definisanih faktora. Za generisanje RPN zemalja, evaluirana su četiri FMEA kriterijuma koja su predočena u okviru dela analize faktora verovatnoće pojavljivanja neželjenog događaja, ozbiljnosti efekata i detekcije. Ova struktura je ilustrovana na grafiku 4.2:



**Slika 4.2. Hijerarhijska struktura dodeljivanja AHP težinskih vrednosti (izvor: autor)**

U tabeli 4-1. (Kahraman i koautori, 2004) predstavljena je trouglasta fazi skala konverzije koja će se koristiti za procenu četiri utvrđena kriterijuma:

**Tabela 4-1. Trouglasta fazi skala konverzije**

Atributi	Lingvistička skala	Značajnost jednog atributa u odnosu na drugi
(7/2, 4, 9/2)	Apsolutna	
(5/2, 3, 7/2)	Veoma značajna	
(3/2, 2, 5/2)	Značajna	
(2/3, 1, 3/2)	Blago značajna	
(1, 1, 1)	Jednako	
(2/3, 1, 3/2)	Blago značajna	
(3/2, 2, 5/2)	Značajna	
(5/2, 3, 7/2)	Veoma značajna	
(7/2, 4, 9/2)	Apsolutna	

Trouglasti fazi broj predstavlja vrednost koja je određena, ali koja nije fiksna, kao što je to slučaj sa običnim brojevima. Svaki fazi broj se može smatrati funkcijom čiji je domen određeni skup (obično je u pitanju skup realnih brojeva, a čiji je domen u rasponu ne-negativnih realnih brojeva). Svaka numerička vrednost u domenu se dodeljuje konkretnom „ocenom pripadnosti " ili stepenom pripadnosti (Zadeh, 1965).

Pitanja koja su predstavljena članovima Centra za ekološki menadžment i održivi razvoj Univerziteta u Beogradu, Fakulteta organizacionih nauka, su:

- K1 Kolika je značajnost %OIE (O) u poređenju sa emisijama gasova sa efektom staklene bašte GHG ( $S_1$ )?
- K2 Kolika je značajnost %OIE (O) u poređenju sa potrošnjom energije po glavi stanovnika ( $S_2$ )?
- K3 Kolika je značajnost %OIE (O) u poređenju sa MAKS MIN emisijama (D)?
- K4 Kolika je značajnost emisije gasova staklene bašte ( $S_1$ ) u poređenju sa potrošnjom energije po glavi stanovnika ( $S_2$ )?
- K5 Koliko su značajne emisije ( $S_1$ ) u poređenju sa MAKS MIN emisijama (D)?
- K6 Koliko je važna potrošnja energije po glavi stanovnika ( $S_2$ ) u poređenju sa MAKS MIN emisijama (D)?

Upitnik sa agregiranim odgovorima predstavljen je u Tabeli 4-2:

**Tabela 4-2. Odgovori na upitnik Centra za ekološki menadžment i održivi razvoj**

Q6	Q5	Q4	Q3	Q2	Q1	Pitanja	Značajnost ili preferenca jednog atributa u odnosu na drugi
S2	S1	S1	0	0	0	Atributi	
						(7/2, 4, 9/2) Apsolutno	
		X				(5/2, 3, 7/2) Veoma značajniji	
			X	X		(3/2, 2, 5/2) Značajniji	
X	X				X	(2/3, 1, 3/2) Malo značajniji	
						(1, 1, 1) Jednako	
						(2/3, 1, 3/2) Malo značajniji	
						(3/2, 2, 5/2) Značajniji	
						(5/2, 3, 7/2) Veoma značajniji	
						(7/2, 4, 9/2) Apsolutno	
D	D	S2	D	S2	S1	Atributi	

Među metodama koje su korišćene da se dobiju relativni težinski faktori iz fazi matrice upoređivanja, korišćen je Chang-ov metod (Chang, 1996). Chang-ov metod podrazumeva da se za svaki nivo hijerarijske strukture problema dodeli lingvistički izražena procena za svaki par faktora, koji se dalje pretvaraju u trouglaste fazi brojeve i organizuju se u matricu poređenja:

$$\tilde{A} = (\tilde{\alpha}_{ij}) = \begin{bmatrix} (1,1,1) & (l_{12}, m_{12}, u_{12}) & \dots & (l_{1n}, m_{1n}, u_{1n}) \\ (l_{21}, m_{21}, u_{21}) & (1,1,1) & \dots & (l_{2n}, m_{2n}, u_{2n}) \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ (l_{n1}, m_{n1}, u_{n1}) & (l_{n2}, m_{n2}, u_{n2}) & \dots & (1,1,1) \end{bmatrix}$$

gde je  $\tilde{\alpha}_{ij} = (l_{ij}, m_{ij}, u_{ij}) = \tilde{\alpha}_{ji}^{-1} = \left( \frac{1}{u_{ji}}, \frac{1}{m_{ji}}, \frac{1}{l_{ji}} \right)$   $i, j = 1, \dots, n; i \neq j$

U prikazanom primeru, iz agregiranih odgovora, izračunata je fazi AHP matrica pomoću Chang-ovog metoda i ta matrica je prikazana u Tabeli 4-3:

**Tabela 4-3. Fazi AHP matrica za četiri faktora**

	RES % (O)	GHG (S <sub>1</sub> )	EC (S <sub>2</sub> )	Progres (D)
RES % (O)	-	(2/3, 1, 3/2)	(3/2, 2, 5/2)	(3/2, 2, 5/2)
GHG (S <sub>1</sub> )	(2/3, 1, 3/2)	-	(2/3, 1, 3/2)	(2/3, 1, 3/2)
EC (S <sub>2</sub> )	(2/5, 1/2, 2/3)	(2/3, 1, 3/2)	-	(2/3, 1, 3/2)
Progres (D)	(2/5, 1/2, 2/3)	(2/3, 1, 3/2)	(2/3, 1, 3/2)	-

$$\tilde{RS}_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \sum_{j=1}^n l_{ij}, \sum_{j=1}^n m_{ij}, \sum_{j=1}^n u_{ij} \right) \quad i = 1, \dots, n$$

Prema Chang-ovoj normalizacionoj formuli koristeći Wang-ovu i Elhag-ovu (2006) korekciju, moguće je dobiti normalizovanu sumu  $\tilde{S}_i$  kao:

$$\tilde{S}_i = \frac{\tilde{RS}_i}{\sum_{j=1}^n \tilde{RS}_j} = \left( \frac{\sum_{j=1}^n l_{ij}}{\sum_{j=1}^n l_{ij} + \sum_{k=1, k \neq i}^n \sum_{j=1}^n u_{kj}}, \frac{\sum_{j=1}^n m_{ij}}{\sum_{k=1, k \neq i}^n \sum_{j=1}^n m_{kj}}, \frac{\sum_{j=1}^n u_{ij}}{\sum_{j=1}^n u_{ij} + \sum_{k=1, k \neq i}^n \sum_{j=1}^n l_{kj}} \right)$$

$$= (l_i, m_i, u_i) \quad i = 1, \dots, n$$

$$V(\tilde{S}_i \geq \tilde{S}_j) = \begin{cases} 1 & m_i \geq m_j \\ \frac{u_i - l_j}{(u_i - m_i) + (m_j - l_j)} & l_j \leq u_i, i, j = 1, \dots, n; j \neq i \\ 0 & \text{u suprotnom} \end{cases}$$



$$w_i = \frac{V(\tilde{S}_i \geq \tilde{S}_j | j=1, \dots, n; j \neq i)}{\sum_{k=1}^n V(\tilde{S}_k \geq \tilde{S}_j | j=1, \dots, n; j \neq k)}, \quad i=1, \dots, n$$

gde

$$V(\tilde{S}_i \geq \tilde{S}_j | j=1, \dots, n; j \neq i) = \min_{j \in \{1, \dots, n\}, j \neq i} V(\tilde{S}_i \geq \tilde{S}_j) \quad i=1, \dots, n$$

Dobijeni rezultati pokazuju da je najvažniji kriterijum %OIE (0,379), zatim slede emisije gasova (0,243), pa se jednake po važnosti nalaze, potrošnja energije po glavi stanovnika (0,189) i razlike između maksimalnih i minimalnih emisija MAKS MIN (0,189). Težinski koeficijenti izračunati pomoću fazi AHP matrice prikazane su u Tabeli 4-4:

**Tabela 4-4. Izračunate Fazi AHP težine faktora**

FMEA	Indikator/kriterijum	Težinske vrednosti
O	OIE %	0.379
S <sub>1</sub>	Emisije gasova	0.243
S <sub>2</sub>	Potrošnja po glavi stanovnika	0.189
D	MAX MIN razlike u emisijama	0.189

U sledećem koraku se proverava konzistentnost matrice. Da bi se izračunala konzistentnost, izračunava se maksimalni sopstveni vektor  $\lambda_{\max}$  od kojeg se dalje izračunava indeks konzistentnosti (CI) koristeći jednačinu za izračunavanje indeksa konzistentnosti:

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$$

Bazirano na indeksu konzistentnosti i indeksu slučajnosti (RI), ratio konzistentnosti (CR) se izračunava koristeći jednačinu (Saaty, 1980):

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

gde je  $n$  broj objekata koji se poredi u matrici,  $\lambda_{max}$  je najveća sopstvena vrednost, a RI je indeks slučajne konzistencije dobijen od velikog broja simulacionih poteza, a varira u zavisnosti od broja kriterijuma u matrici. Vrednosti indeksa slučajnosti uzimaju se kao što je predloženo od strane Saaty-ja (1980) i prikazano u Tabeli 4-5:

**Tabela 4-5. Vrednost indeksa slučajnosti (RI)**

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RI	0	0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

Odatle nalazimo vrednosti  $\lambda_{max}=4.22$ ,  $CI=0.073$  i  $CR=0.082$ . Ovo nas dovodi do zaključka da su preference prema faktorima rizika date kroz ocenu faktora konzistentne s obzirom na vrednost racija konzistentnosti od  $CR < 0.10$ . U poslednjem koraku koriste se težinske sume radi računanja fazi AHP FMEA RPN ranga. Odatle će se kasnije dobiti rang zemalja EU po riziku koji predstavljaju po ispunjene definisanih ciljeva. Formula za izračunavanje RPN vrednosti je prikazana jednačinom (Hu et al., 2009):

$$RPN = W(O_1)*V(O_1) + W(S_1)*V(S_1) + W(S_2)*V(S_2) + W(D)*V(D)$$

gde  $W$  i  $V$  predstavljaju težinske koeficijente i vrednost svakog od faktora koji utiču na vrednost RPN, a koje su dodeljeni zemljama kao faktori rizika.

## **4.5. Procena rizika po životnu sredinu**

### **4.5.1 Integrisana procena rizika**

Integrisana procena rizika u ovom modelu podrazumeva procenu percepcije rizika, procenu sklonosti ka riziku, i kvalitativno-kvantitativnu procenu rizika.

### **4.5.2 Percepcija**

Kako je napomenuto u prethodnom poglavlju, percepcija rizika se možda najbolje definiše kao skup verovanja, stavova, ocena, osećaja kao i šire kulturoloških i društvenih pozicija koje se usvajaju u doživljajima pretnji prema stvarima koje vrednujemo (Pidgeon et al., 1992). Kao takav skup verovanja prema riziku koje nose klimatske promene i emisije gasova sa efektom staklene bašte stanovnika Evropske unije možda najbolje karakteriše volja lokalnih zajednica da preduzmu akcije za zaustavljanje ovog procesa.

Jedna od takvih inicijativa je i Sporazum Gradonačelnika Evropske unije o klimatskim promenama i energiji, koji predstavlja dobrovoljnu inicijativu gde su lokalni zvaničnici pojedinačnih regija samoinicijativno potpisali sporazum na osnovu želja lokalnog stanovništva. Polazna ideja je da stepen verovanja i znanja o stepenu rizika koji sa sobom nose klimatske promene karakteriše broj ljudi koji su izabrali lokalne lidere na osnovu njihove želje da se uključe u proces zaustavljanja procesa klimatskih promena i emisije gasova sa efektom staklene bašte (Kona, Bertoldi, & Kılıç, 2019).

Dakle, za potrebe dobijanja ocene percepcije za potrebe ove disertacije uzeta je mera koja uzima u obzir broj ljudi koji se nalaze u ingerenciji lokalnih vlasti koje su potpisale ovaj sporazum kao refleksija mere broja ljudi koji je upoznat sa problemom izražena u procentu populacije ukupnog stanovništva te zemlje, gde je ocena percepcije data kao procenat stanovništva koji nije izabrao takve lokalne lidere, koji bi u svoju agendu uvrstili klimatske promene. Takva mera je prepoznata i od strane Evropske

komisije. Druga kolona sa naslovom BSPS predstavlja akronim od broj stanovnika pod sporazumom izražen u milionima, treća kolona ukupan broj stanovnika u milionima, dok je četvrta kolona ona koja je poslužila i za formiranje ocene odnosno broj stanovnika pod sporazumom izražen kao procenat od ukupne populacije.

**Tabela 4-6. Skala za ocenu percepcije (P)**

Ocena	% populacije
10	≤10
9	10,01-20
8	20,01-30
7	30,01-40
6	40,01-50
5	50,01-60
4	60,01-70
3	70,01-80
2	80,01-90
1	≥90,01

**Tabela 4-7. Ocena percepcije (P) (na osnovu podataka Evropske komisije, 2016)**

Zemlja	BSPS	Populacija (2016)	% ukupnog stanovništva	Ocena
Belgija	11.18	11.40	98.08%	1
Bugarska	2.601	7.05	36.89%	7
Češka	2.133	10.61	20.10%	8
Danska	3.237	5.78	55.99%	5
Nemačka	18.801	82.79	22.71%	8
Estonija	0.535	1.32	40.56%	6
Irska	2.484	4.83	51.42%	5
Grčka	6.51	10.74	60.61%	4
Španija	30.03	46.66	64.36%	4
Francuska	15.871	66.93	23.71%	8
Hrvatska	2.035	4.11	49.57%	6

Italija	45.004	60.48	74.41%	3
Kipar	0.498	0.86	57.62%	5
Letonija	1.197	1.93	61.88%	4
Litvanija	1.407	2.81	50.09%	5
Luksemburg	0.023	0.60	3.82%	10
Mađarska	3.715	9.78	37.99%	7
Malta	0.114	0.48	23.96%	8
Holandija	4.336	17.18	25.24%	8
Austrija	1.94	8.82	21.99%	8
Poljska	4.362	37.98	11.49%	9
Portugalija	6.099	10.29	59.27%	5
Rumunija	4.982	19.53	25.51%	8
Slovenija	0.71	2.07	34.35%	7
Slovačka	0.78	5.44	14.33%	9
Finska	2.196	5.51	39.83%	7
Švedska	4.398	10.12	43.46%	6
Ujedinjeno Kraljevstvo	20.857	66.27	31.47%	7

### 4.5.3 Sklonost

Kada je u pitanju sklonost ka riziku, kako je definisana u prethodnom poglavlju kao refleksija stepena postojeće nacionalne i internacionalne regulative i vođenje evidencije o određenom problemu, može se doći do nekoliko zaključaka. Prvo, gledati sklonost na taj način je teško u ovom konkretnom slučaju, s obzirom da entitet koji je ovde posmatran ima prilično homogenu zakonsku politiku jer je sam deo procesa pridruživanja EU, procesa koji zahteva približavanje i izjednačavanje nacionalnih zakona, zakonima zemalja koje su već članice EU. Drugo, da su se sve zemlje članice složile multilateralnim dogovorom oko samih ciljeva kada su u pitanju klimatske promene. Samim tim, moglo bi se greškom zaključiti da je sklonost ka riziku neispunjenja ciljeva svim zemljama jednake vrednosti.

Sa druge strane, u ovom delu je predstavljena ideja da postojanje iste zakonske regulative nije otklon postojanja različite sklonosti ka ekološkom riziku samo po sebi, iako ima svojih prednosti. Ono što je za potrebe ovog modela i disertacije urađeno kada je sklonost ka ekološkom riziku u pitanju, jeste da su sa jedne strane uzete sve ekološke takse i porezi, koji se plaćaju, odnosno ekološki nameti koje građani snose kao vid demotivacije ekološki neodgovornog ponašanja i praksi. Ovo je urađeno jer je vrlo jasno da porezi služe kao veliki demotivator nepoželjnog ponašanja, i isto važi i kada je u pitanju neželjeno ekološko ponašanje (Khaerul Azis, & Widodo, 2019).

Zbog toga je sa jedne strane uzeta ukupna količina nameta koje u proseku snosi stanovnik svake zemlje Evropske unije, a koji su povezani sa ekološkim nepoželjnim delovanjem. Konkretnije, uzeti su u obzir nameti koji su povezani sa potrošnjom energije, količinom zagađenja koje stanovnici emituju, neodgovornom upotrebom resursa i na kraju takse na saobraćaj i transport ekološki nepodobnim vozilima.

Kako ovo samo po sebi jeste dobar indikator, i kako se vidi iz priloženog da ga i sama Evropska komisija koristi, i izveštava o njemu u svojim izveštajima, uzeti su podaci Evropskog zavoda za statistiku za 2018. godinu koji govore o prosečnim iznosima ovih такси po glavi stanovnika na godišnjem nivou, po svim zemljama, kao vid računanja sklonosti ka ekološkom neodgovornom ponašanju, jer kao što i navode Khaerul Azis, i Widodo (2019), viši nivo nameta na ekološki neodgovorno delovanje, znači manje takvog delovanja.

Dodatno, kako različite zemlje imaju različita prosečna primanja, različita je sposobnost stanovnika da se ovi nameti i namire. Odnosno, isti namet u različitim zemljama može različito da deluje kao motivator ili demotivator ekološki odgovornog ponašanja u zavisnosti od toga kolika je prosečna plata u tim zemljama. Iz tog razloga su prosečni ukupni nameti na godišnjem nivou stavljeni u odnos sa prosečnim platama svih zemalja Evropske unije. Kao takvi su prikazani u sledećoj tabeli i od njih

su formirani koeficijenti sklonosti ka riziku na osnovu odnosa nameta i prihoda za poslednju godinu za koju Evropski zavod za statistiku ima objavljene podatke što je u vreme izrade ove disertacije 2019.

**Tabela 4-8. Koeficijent sklonosti ka riziku (na osnovu podataka Evropske komisije, 2016)**

Zemlja	Nameti (2016)	Broj stanovnika (2016)	Nameti per capita (€)	Prihod (€)	Odnos	Koeficijent sklonosti
Belgija	9.37	11398589	822.46	3401	0.24	4.14
Bugarska	1.33	7050034	189.26	586	0.32	3.10
Češka	3.73	10610055	351.12	1149	0.31	3.27
Danska	1.11	5781190	1914.03	5191	0.37	2.71
Nemačka	5.85	82792351	706.00	3703	0.19	5.25
Estonija	6.45	1319133	489.09	1221	0.40	2.50
Irska	5.07	4830392	1050.48	3133	0.34	2.98
Grčka	6.66	10741165	619.67	1092	0.57	1.76
Španija	2.08	46658447	444.81	2189	0.20	4.92
Francuska	4.99	66926166	745.64	2957	0.25	3.97
Hrvatska	1.6	4105493	388.52	1081	0.36	2.78
Italija	5.87	60483973	970.59	2534	0.38	2.61
Kipar	5.51	864236	638.09	1779	0.36	2.79
Letonija	9.2	1934379	475.47	1013	0.47	2.13
Litvanija	7.48	2808901	266.27	885	0.30	3.32
Luksemburg	9.27	602005	1539.84	4412	0.35	2.87
Mađarska	3.09	9778371	316.21	955	0.33	3.02
Malta	2.77	475701	582.59	1379	0.42	2.37
Holandija	2.38	17181084	1382.57	2855	0.48	2.06
Austrija	8.38	8822267	950.16	3632	0.26	3.82
Poljska	1.16	37976687	304.32	1102	0.28	3.62
Portugalija	4.81	10291027	467.54	1158	0.40	2.48
Rumunija	3.96	19530631	202.91	787	0.26	3.88
Slovenija	1.56	2066880	756.45	1626	0.47	2.15
Slovačka	1.47	5443120	269.59	980	0.28	3.64

Finska	6.66	5513130	1208.46	3380	0.36	2.80
Švedska	1.04	10120242	1025.19	3340	0.31	3.26
Ujedinjeno Kraljevstvo	5.83	66273576	879.18	2498	0.35	2.84

Tabela 4-8. predstavlja način na koji je formirana ocena sklonosti ka riziku, odnosno u konkretnom slučaju koeficijent sklonosti.

Druga kolona predstavlja ukupne namete izražene u milionima eura. Treća kolona predstavlja ukupan broj stanovnika. Četvrta kolona predstavlja prosečna izdvajanja po glavi stanovnika za ekološke namete, dobijena deljenjem druge i treće kolone. Peta kolona predstavlja predstavljaju prosečne prihode po glavi stanovnika. Šesta kolona predstavlja udeo prosečnih ekoloških nameta po glavi stanovnika u prosečnim primanjima po glavi stanovnika. Koeficijent sklonosti je formiran kao njihov obrnuti odnos, tj. govori o tome koliko puta su veća prosečna primanja po glavi stanovnika u odnosu na prosečna ekološke namete po glavi stanovnika. Pretpostavka iza ovakve logike je da što je veći taj koeficijent, veća je sklonost ka ekološki neodgovornom ponašanju, jer su manji realni tereti koje sa sobom ekološki neodgovorno ponašanje nosi.



Iz navedenog je formirana skala za ocenu sklonosti:

**Tabela 4-9. Skala za ocenu sklonosti ka riziku**

Ocena	Koeficijent sklonosti
10	9,01-10
9	8,01-9
8	7,01-8
7	6,01-7
6	5,01-6
5	4,01-5
4	3,01-4
3	2,01-3
2	1,01-2
1	0-1

Iz čega sledi ocena faktora sklonosti ka riziku po zemljama, odnosno:

**Tabela 4-10. Ocene sklonosti ka riziku**

Zemlja	Koeficijent sklonosti	Ocena sklonosti
Belgija	4.14	5
Bugarska	3.10	4
Češka	3.27	4
Danska	2.71	3
Nemačka	5.25	6
Estonija	2.50	3
Irska	2.98	3
Grčka	1.76	2
Španija	4.92	5
Francuska	3.97	4
Hrvatska	2.78	3
Italija	2.61	3
Kipar	2.79	3

Letonija	2.13	3
Litvanija	3.32	4
Luksemburg	2.87	3
Mađarska	3.02	4
Malta	2.37	3
Holandija	2.06	3
Austrija	3.82	4
Poljska	3.62	4
Portugalija	2.48	3
Rumunija	3.88	4
Slovenija	2.15	3
Slovačka	3.64	4
Finska	2.80	3
Švedska	3.26	4
Ujedinjeno Kraljevstvo	2.84	3

#### 4.5.4 Kvalitativno-kvantitativna procena rizika

Kad je u pitanju odabir metode kao proces koji je prisutan u modelu, metoda koja je odabrana je metoda analize načina i efekata otkaza (FMEA) kao što je već ranije navedeno u prilogu 2, i zasniva se na nizu sistematskih brainstorminga sa ciljem otkrivanja propusta sa potencijalom da se ugrozi, delimično ili u potpunosti, funkcionisanje sistema ili procesa (Clifton, 1990). I ova metoda, kao što je i objašnjeno u prilogu 2, predstavlja metodu orijentisanu na poređenje rizika i tako predstavlja kvalitativno-kvantitativnu metodu procene rizika.

U ovom slučaju, zemlje članice EU su posmatrane kao deo sistema i njihove potencijalne nemogućnosti da ispune zadate ciljeve smanjenja emisije gasova sa efektom staklene bašte su posmatrane kao potencijal da se ugrozi, delimično ili u

potpunosti, funkcionisanje sistematskog smanjenja ukupnog nivoa emisija na željeni nivo.

FMEA metoda je induktivno analitičko sredstvo za evaluaciju načina i efekata potencijalnih neuspeha podsistema, sklopova, komponenata ili funkcija delova i celokupnog sistema. Njen glavni cilj je da se identifikuju, kvantifikuju, odrede prioritetni i procene rizici (Mcdermott et al., 1996; Makajic et al., 2011).

FMEA se najčešće koristi kako bi se stekao uvid u potencijalne režime otkaza i njihove uzroke i posledice. Takav uvid daje alat za definisanje prioriteta i identifikovanje režima neuspeha i može dovesti do pronalaženja korektivne akcije za konkretne načine otkaza sistema (Liu et al., 2011).

Već je rečeno da se broj prioriteta rizika (RPN) definiše kao ponderisani broj procene koji se koristi za formulisanje najviših faktora rizika. RPN se fokusira na faktore koji daju mogućnost najznačajnijeg poboljšanja. Kroz RPN se kalkulišu i korektivne mere za najviše rangirane faktore rizika. Procena rizika se vrši da bi se utvrdilo da li je potrebna implementacija korektivnih mera. Broj prioriteta rizika je matematički proizvod numeričkih vrednosti ocena Verovatnoće pojavljivanja (O), Detekcije (D) i Ozbiljnosti efekta (S), kao što je prikazano jednačinom:

$$RPN=O \times D \times S$$

Nakon izračunavanja RPN-a za sve potencijalne otkaze, primjenjuje se pravilo za direktne korektivne mere i mere opreza za svaki RPN više vrednosti od 125 (Ayyub, 2003). Cilj je smanjiti RPN koristeći dve vrste korektivnih mera (Puente, 2002): eliminisati ili kontrolisati uzrok otkaza; ili smanjiti ocene Verovatnoće pojavljivanja (O), Detekcije (D) i Ozbiljnosti efekta (S).

Ali kako je već navedeno, a s obzirom da će se kod kvalitativno-kvantitativne procene rizika koristiti kombinovanje metoda fazi AHP i FMEA, način agregacije podataka će se sastojati od sabiranja težinskih ocena radi dobijanja rezultata koji mogu da obezbede lakšu komparaciju između rezultata dobijenih uključivanjem faktora percepcije rizika i sklonosti ka riziku i rezultata dobijenih neuzimanjem u obzir ova dva faktora (Tofallis, 2014).

Lista po prioritetu rangiranih otkaza treba da bude revidirana nakon korektivnih akcija kako bi se sagledale promene kritičnosti komponenti (Kececioglu, 2002). Zbog toga se FMEA obično opisuje kao dvostepena tehnika, gde se prva faza sastoji od identifikacije potencijalnih rizika, određivanja vrednosti ozbiljnosti efekata, verovatnoće pojavljivanja i detekcije i izračunavanja RPN-a. U drugoj fazi treba izraditi preporuke za korektivne mere, a RPN treba ponovo izračunati nakon korektivnih mera (Makajic et al., 2016).

Nedostaci metode su uglavnom latentna subjektivnost i skriveni rizici koji se ne mogu izraziti samo korišćenjem tri faktora. To je razlog zbog koga se FMEA obično kombinuje sa drugim metodama i koristi se sa različitim pristupima (Liu et al., 2013).

S obzirom da potencijal za smanjenje emisije gasova sa efektom staklene bašte zavisi od nivoa upotrebe i dostupnosti obnovljivih izvora energije (OIE), implementacija obnovljivih izvora energije u okviru energetskeg portfolija zemlje postaje jedan od ključnih indikatora sposobnosti zemlje da smanji emisije gasova sa efektom staklene bašte (Panvar et al., 2011). To znači da sposobnost zemalja EU da smanje emisije gasova sa efektom staklene bašte na 60% vrednosti nivoa zabeleženog 1990. godine u velikoj meri utiče na ispunjenje ciljeva EU 2030, a još konkretnije ta mogućnost će se reflektovati kroz udeo obnovljivih izvora energije u bruto proizvodnji i potrošnji celokupnog energetskeg portfolija jedne zemlje. Odnosno, što je niži udeo OIE koje zemlja koristi, to je veća verovatnoća da neće ispuniti ciljeve za 2030. godinu. Zbog

toga se, za procenu faktora FMEA verovatnoće pojavljivanja otkaza u smislu neispunjenja ciljeva za 2030. godinu, uzima u obzir učešće OIE u bruto ukupnoj potrošnji energije u posmatranim zemljama. Relativna skala za dobijanje FMEA ocene formirana je i predstavljena u Tabeli 4-11., jer verovatnoća neispunjenja ciljeva svake od zemalja je relativna u odnosu na druge zemlje i njihova postignuća.

**Tabela 4-11. Skala za FMEA faktor verovatnoće pojavljivanja otkaza (O)**

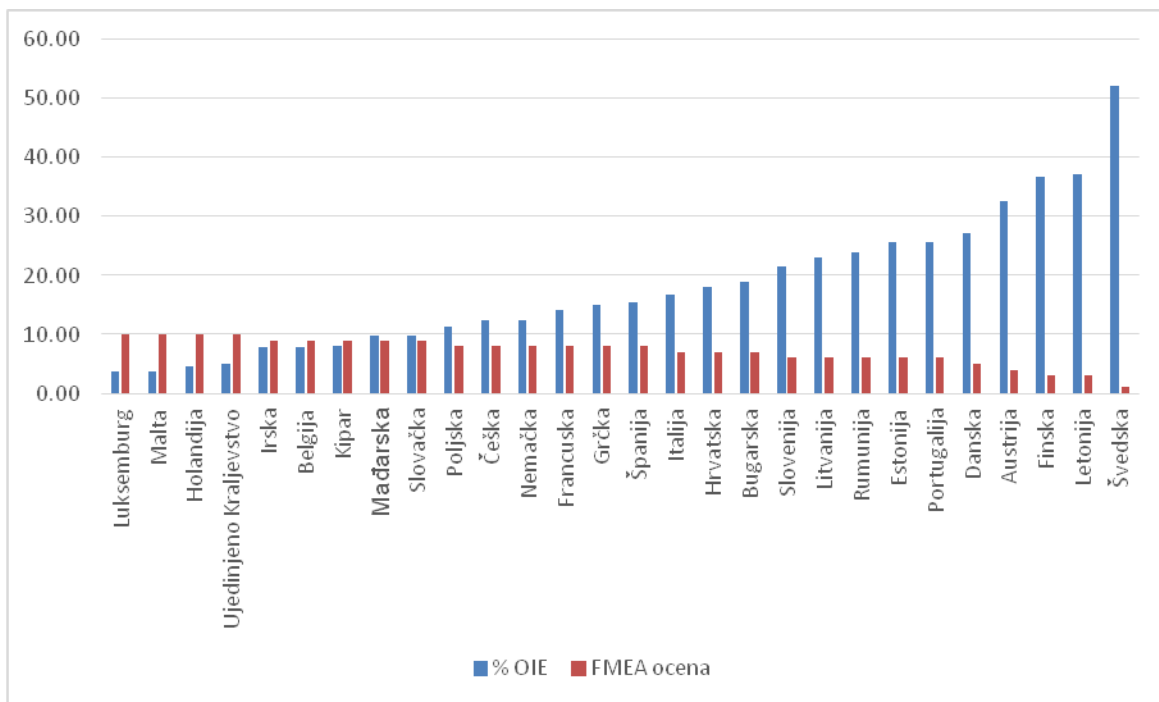
FMEA ocena	% OIE (O)
10	≤5.2
9	5.2-10.4
8	10.4-15.6
7	15.6-20.8
6	20.8-26
5	26-31.2
4	31.2-36.4
3	36.4-41.6
2	41.6-46.8
1	≥46.8

Nakon primene FMEA skale ocene za faktor verovatnoće pojavljivanja otkaza, izvršeno je rangiranje zemalja prema tom faktoru. Tabela 4-12. prikazuje rangirane rezultate:

**Tabela 4-12. Rang zemalja prema FMEA faktoru verovatnoće pojavljivanja otkaza (O) (na osnovu podataka Evropske komisije, 2016), a prema metodologiji Ćirović (2018)**

Rang	Zemlja	% OIE	FMEA ocena	Rang	Zemlja	% OIE	FMEA ocena
1	Luksemburg	3.6	10	15	Španija	15.4	8
2	Malta	3.8	10	16	Italija	16.7	7
3	Holandija	4.5	10	17	Hrvatska	18	7
4	Ujedinjeno Kraljevstvo	5.1	10	18	Bugarska	19	7
5	Irska	7.8	9	19	Slovenija	21.5	6
6	Belgija	7.9	9	20	Litvanija	23	6
7	Kipar	8.1	9	21	Rumunija	23.9	6
8	Mađarska	9.8	9	22	Estonija	25.6	6
9	Slovačka	9.8	9	23	Portugalija	25.7	6
10	Poljska	11.3	8	24	Danska	27.2	5
11	Češka	12.4	8	25	Austrija	32.6	4
12	Nemačka	12.4	8	26	Finska	36.8	3
13	Francuska	14.2	8	27	Letonija	37.1	3
14	Grčka	15	8	28	Švedska	52.1	1

Slika 4.3. predstavlja vizuelizaciju implementacije OIE zemalja EU komparativno jednih u odnosu prema drugim:



**Slika 4.3. Rang zemalja prema FMEA faktoru verovatnoće pojavljivanja otkaza (O) (na osnovu podataka Evropske komisije, 2016)**

Treba napomenuti da trenutno Evropska komisija i uopšte zakonodavstvo u EU ne smatraju nuklearnu energiju obnovljivim izvorom energije, mada se smatra da je „čist“ izvor energije zahvaljujući minimalnim emisijama gasova sa efektom staklene bašte.

Da bi se procenila ozbiljnost efekta nemogućnosti postizanja ciljeva svake od zemalja EU 2030, razmatrana su dva indikatora. Prvo, uzete su u obzir trenutne emisije gasova sa efektom staklene bašte u poređenju sa emisijama iz 1990. godine. Ovo je učinjeno tako što je emisija iz 1990. godine uzeta za baznu godinu odnosno osnovu za vršenje poređenja i merenje napretka (1990 = 100), a zatim je prezentovana trenutna emisija i stavljena je u odnos prema emisiji iz 1990. godine. To je učinjeno kako bi se dobila procena progressa zemlje za navedeni vremenski period, ali dodatno kako bi se stekao uvid u to koliko su zemlje daleko od svojih deklariranih ciljeva u sadašnjem trenutku. Argument za korišćenje ovog faktora kao indikatora ozbiljnosti efekata se bazira na

pretpostavci da što je zemlja dalje od zadatog cilja smanjenja emisija, to je veći emiter gasova sa efektom staklene bašt (Panvar, Kaushik, & Kothari, 2011; El-Fadel, Chedid, Zeinati, & Hmaidan, 2003; Promena, 2007). Stoga, što je veća emisija gasova koju zemlja ima, to je veća ekološka i zdravstvena opasnost koju predstavlja po populaciju. Što je veći njen udeo, to je veći njen negativni ekološki uticaj i to je veća pretnja riziku koji predstavlja po svoje pojedinačno smanjenje emisije gasova sa efektom staklene bašte od 40% i njen doprinos u ukupnim postignućima EU 2030. Generisana je skala za procenu ovog uticaja i predstavljena je u Tabeli 4-13:

**Tabela 4-13. Skala za ocenu FMEA faktora ozbiljnosti efekata (S<sub>1</sub>)**

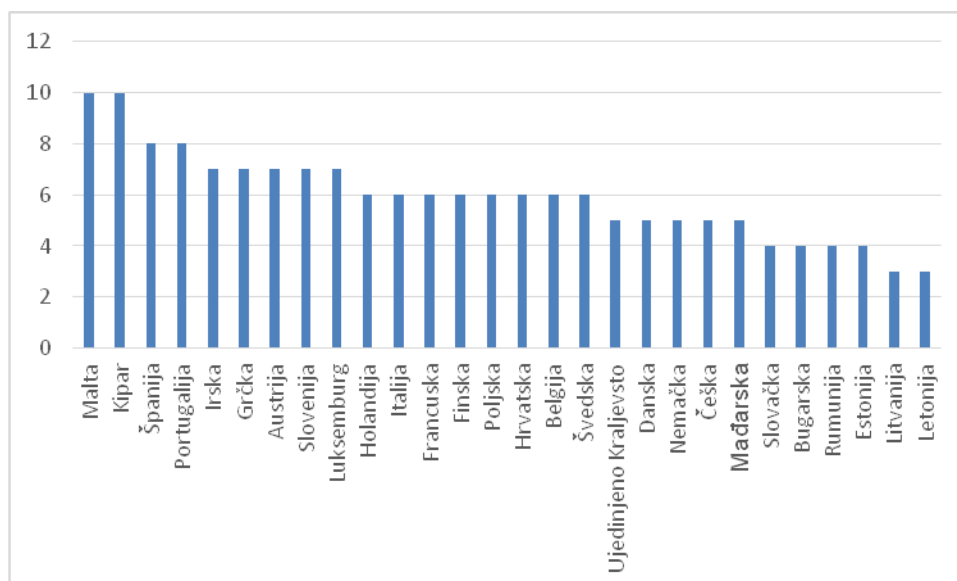
FMEA ocena	Emisije (S <sub>1</sub> ) (1990=100)
10	>141.3
9	125.6-141.3
8	109.9-125.6
7	94.2-109.9
6	78.5-94.2
5	62.8-78.5
4	47.1-62.8
3	31.4-47.1
2	15.7-31.4
1	≤15.7

Nakon primene skale, rang zemalja prema odnosu trenutnih emisija gasova staklene bašte i emisija iz 1990. je dobijen i prikazan u tabeli 4-14. i grafički na slici 4.4:



**Tabela 4-14. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata ( $S_1$ )(zasnovano na Evropska Komisija, 2016) a prema metodologiji Ćirović (2018)**

Rang	Zemlja	Emisije	Ocena	Rang	Zemlja	Emisije	Ocena
1	Malta	156.9	10	15	Hrvatska	82.65	6
2	Kipar	147.72	10	16	Belgija	82.56	6
3	Španija	122.48	8	17	Švedska	80.73	6
4	Portugalija	114.87	8	18	Ujedinjeno Kraljevstvo	77.5	5
5	Irska	107.04	7	19	Danska	76.93	5
6	Grčka	105.71	7	20	Nemačka	76.55	5
7	Austrija	104.02	7	21	Češka	67.32	5
8	Slovenija	102.62	7	22	Mađarska	63.7	5
9	Luksemburg	97.48	7	23	Slovačka	58.4	4
10	Holandija	93.26	6	24	Bugarska	56.02	4
11	Italija	89.72	6	25	Rumunija	47.96	4
12	Francuska	89.46	6	26	Estonija	47.4	4
13	Finska	88.13	6	27	Litvanija	44.41	3
14	Poljska	85.85	6	28	Letonija	42.92	3



**Slika 4.4. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata ( $S_1$ ) (zasnovano na Evropska Komisija, 2016)**

Kao dodatni pokazatelj doprinosa ozbiljnosti efekata nemogućnosti zemalja da ispune postavljene ciljeve, identifikovana je i uzeta u obzir potrošnja energije po glavi stanovnika. Argument se zasniva na ideji da što je veća potrošnja energije po glavi stanovnika u zemlji, to je veći izazov za zemlju da smanji emisije prema ciljevima EU 2030, a da u isto vreme uspeva da zadovolji energetske potrebe svojih stanovnika. Razvijena je relativna skala za dobijanje FMEA ocena na osnovu najviše i najniže potrošnje energije po stanovniku u zemljama članicama EU. Generisana skala za FMEA faktor ozbiljnosti efekta  $S_2$  predstavljena je u Tabeli 4-15 gde je potrošnja energije predstavljena kao ekvivalent u tonama nafte potrošene na godišnjem nivou po glavi stanovnika:

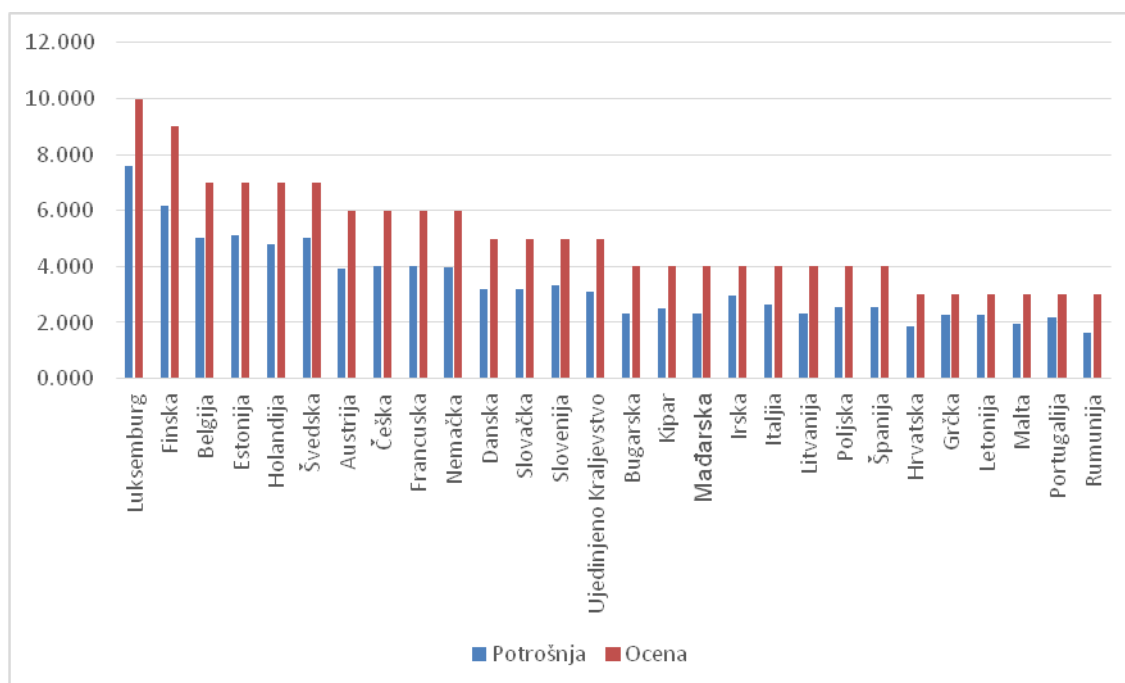
**Tabela 4-15. Skala za formiranje ocene za FMEA faktor ozbiljnosti efekta ( $S_2$ )**

FMEA ocena	Potrošnja energije( $S_2$ )
10	>6.85
9	6.09-6.85
8	5.33-6.09
7	4.57-5.33
6	3.80-4.57
5	3.04-3.80
4	2.28-3.04
3	1.52-2.28
2	0.761-1.52
1	$\leq 0.761$

Nakon primene skale, dobijen je rang zemalja na osnovu ocena dodeljenih za potrošnju energije po glavi stanovnika i prikazan je u tabeli 4-16 kao i grafički na grafiku 4.5 respektivno (potrošnja je izražena u ekvivalentu tonama nafte po glavi stanovnika, FMEA kolona predstavlja odgovarajuću FMEA ocenu za navedenu potrošnju).

**Tabela 4-16. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata (S<sub>2</sub>) (zasnovano na Evropska Komisija, 2012)**

Rang	Zemlja	Potrošnja	FMEA	Rang	Zemlja	Potrošnja	FMEA
1	Luksemburg	7.609	10	15	Bugarska	2.333	4
2	Finska	6.195	9	16	Kipar	2.499	4
3	Belgija	5.036	7	17	Mađarska	2.312	4
4	Estonija	5.097	7	18	Irska	2.967	4
5	Holandija	4.794	7	19	Italija	2.625	4
6	Švedska	5.016	7	20	Litvanija	2.299	4
7	Austrija	3.922	6	21	Poljska	2.550	4
8	Češka	4.005	6	22	Španija	2.561	4
9	Francuska	4.031	6	23	Hrvatska	1.850	3
10	Nemačka	3.987	6	24	Grčka	2.262	3
11	Danska	3.191	5	25	Letonija	2.255	3
12	Slovačka	3.181	5	26	Malta	1.973	3
13	Slovenija	3.323	5	27	Portugalija	2.193	3
14	Ujedinjeno Kraljevstvo	3.097	5	28	Rumunija	1.632	3



**Slika 4.5. Rang zemalja prema FMEA faktoru ozbiljnosti efekata (S<sub>2</sub>) (zasnovano na Evropska Komisija, 2016)**

Za određivanje FMEA faktora detekcije, uzet je u obzir odnos maksimalnih i minimalnih godišnjih nivoa emisija klimatskih gasova, za period od 2000. godine do 2012. godine. Uzet je ovaj period jer iako po pojedinačnim zemljama postoje i noviji rezultati, ovo je najduži period za koji postoje rezultati za svih 28 zemalja, što je sa stanovišta faktora oscilacija u emisijama značajnije nego nužno isključivo korišćenje novijih podataka, iako bi bilo korisno uzeti u obzir i novije podatke.

Kako se detekcija obično definiše kao stepen kontrole ili mere sposobnosti sadašnjih kontrola, odnosno mogućnosti da se detektuje, otkrije ili predvidi rizik pre nego što izazove efekat, tako su se naredni podaci nametnuli kao logičan izbor. To su maksimalni godišnji nivo emisija svake zemlje u odnosu na njihove minimalne godišnje vrednosti emisija u navedenom vremenskom periodu jer oni govore o mogućnosti zemalja da kontrolišu svoje emisije. Argument za odabir ovog indikatora bio bi da što je veća razlika između maksimalnog i minimalnog nivoa emisija, to je manja mogućnost kontrole zemlje nad svojim emisijama, a samim tim i veći rizik zemlja predstavlja po ukupna dostignuća zemalja po postavljenim ciljevima (Ang, 2007; Soytaş & Sari, 2009; Zhang & Cheng, 2009; Acaravci & Ozturk, 2010).

Podaci koji govore o sezonskim promenama u emisijama nisu uzeti u obzir na osnovu dva argumenta. Prvo, većina sezonskih promena u količini emisija su povezane sa vremenskim uslovima u toku jedne godine. Primera radi, iako bi se moglo na prvi pogled pretpostaviti da u slučajevima izuzetno hladnih zimskih sezona postoji mogućnost da bi se pokazala povećana potrošnja energenata i odrazila na ukupnu količinu emisija konkretne zemlje, pa bi takvo povećanje uticalo na to kako će se rangirati zemlja i kakvu će FMEA ocenu dobiti, ali analizirani vremenski podaci ne sugerišu takve slučajeve. Još konkretnije, ako se uzmu u obzir nedavni regionalni vremenski uslovi, podaci pokazuju drugačije (primera radi Finska i Švedska se rangiraju sasvim drugačije po ovom kriterijumu iako pokazuju korelaciju u sezonskim vremenskim uslovima za iste vremenske periode).

Drugo, tokom posmatranog perioda sezonski trendovi su uglavnom u korelaciji širom kontinenta, što znači da su teški vremenski uslovi koji bi zahtevali veće emisije gasova staklene bašte u jednoj zemlji osetni i u drugim zemljama. Konačno, što više vrednosti emisija variraju na godišnjem nivou, to je niži nivo kontrole koji država ima nad svojim emisijama. Sa druge strane, što je niža razlika između maksimalne i minimalne vrednosti godišnjih emisija, to su više predvidive i samim tim mogućnost upravljanja budućim emisijama je veća. To dovodi do zaključka da je lakše primetiti ako se emisije zemalja ne kreću ka cilju, ukoliko su stabilne i variraju manje. Relativna skala kreirana za dobijanje ocena FMEA faktora detekcije na osnovu godišnjih razlika u emisijama je predstavljena u tabeli 4-17:

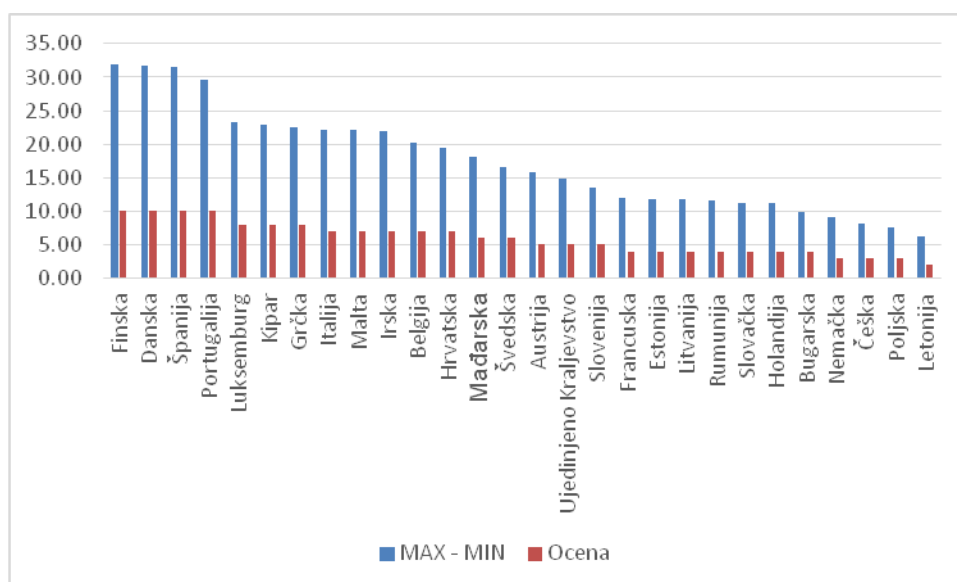
**Tabela 4-17. Skala za formiranje ocene za FMEA faktor detekcije(D)**

FMEA rang	MAX-MIN (D)
10	>28.08
9	24.96-28.08
8	21.84-24.96
7	18.72-21.84
6	15.6-18.72
5	12.48-15.6
4	9.36-12.48
3	6.24-9.36
2	3.12-6.24
1	≤3.12

Nakon primene skale, dobijen je rang zemalja na osnovu razlika maksimalnih i minimalnih godišnjih nivoa emisija za posmatrani vremenski period i prikazan je u Tabeli 4-18 i na Grafiku 4.6:

**Tabela 4-18. Rang zemalja prema FMEA faktoru mogućnosti detekcije (D) (zasnovano na Evropska Komisija, 2016), a prema metodologiji Ćirović (2018):**

Rang	Zemlja	MAX - MIN	Ocena	Rang	Zemlja	MAX - MIN	Ocena
1	Finska	31.99	10	15	Austrija	15.83	5
2	Danska	31.7	10	16	Ujedinjeno Kraljevstvo	14.87	5
3	Španija	31.45	10	17	Slovenija	13.58	5
4	Portugalija	29.66	10	18	Francuska	12.05	4
5	Luksemburg	23.28	8	19	Estonija	11.82	4
6	Kipar	22.94	8	20	Litvanija	11.76	4
7	Grčka	22.52	8	21	Rumunija	11.65	4
8	Italija	22.18	7	22	Slovačka	11.2	4
9	Malta	22.14	7	23	Holandija	11.2	4
10	Irska	21.9	7	24	Bugarska	9.82	4
11	Belgija	20.23	7	25	Nemačka	9.17	3
12	Hrvatska	19.52	7	26	Češka	8.12	3
13	Mađarska	18.06	6	27	Poljska	7.63	3
14	Švedska	16.56	6	28	Letonija	6.28	2



**Slika 4.6. Rang zemalja prema FMEA faktoru mogućnosti detekcije (D) (zasnovano na Evropska Komisija, 2016)**

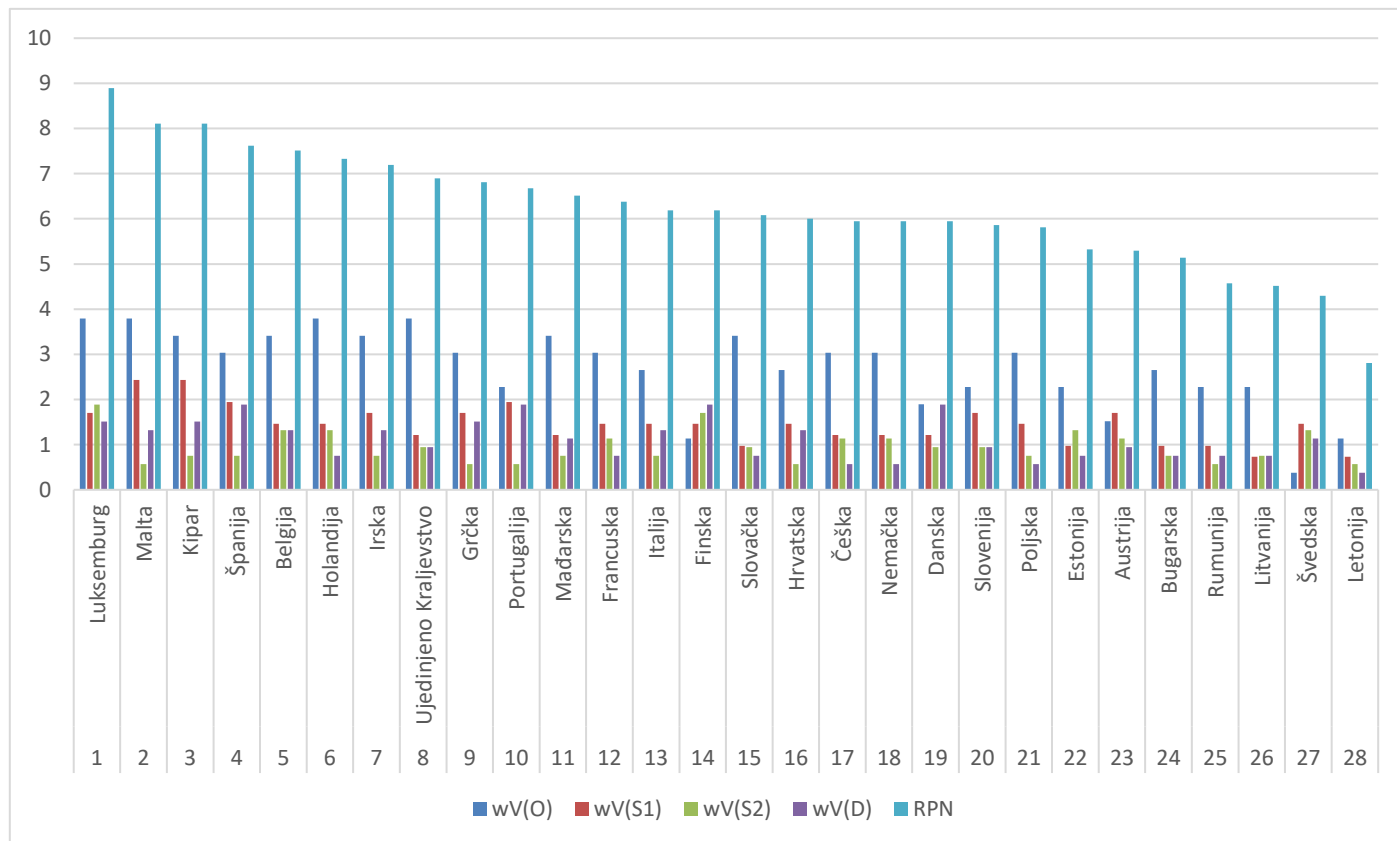
#### 4.5.5 Rezultati kvalitativno-kvantitativne procene rizika

Rang zemalja po izračunatim RPN vrednostima je prikazan u Tabeli 4-19:

**Tabela 4-19. Rezultati Fazi AHP FMEA procene rizika**

Rang	Zemlja	wV(O)	wV(S1)	wV(S2)	wV(D)	RPN
1	Luksemburg	3.79	1.701	1.89	1.512	8.893
2	Malta	3.79	2.43	0.567	1.323	8.11
3	Kipar	3.411	2.43	0.756	1.512	8.109
4	Španija	3.032	1.944	0.756	1.89	7.622
5	Belgija	3.411	1.458	1.323	1.323	7.515
6	Holandija	3.79	1.458	1.323	0.756	7.327
7	Irska	3.411	1.701	0.756	1.323	7.191
8	Ujedinjeno Kraljevstvo	3.79	1.215	0.945	0.945	6.895
9	Grčka	3.032	1.701	0.567	1.512	6.812
10	Portugalija	2.274	1.944	0.567	1.89	6.675
11	Mađarska	3.411	1.215	0.756	1.134	6.516
12	Francuska	3.032	1.458	1.134	0.756	6.38
13	Italija	2.653	1.458	0.756	1.323	6.19
14	Finska	1.137	1.458	1.701	1.89	6.186
15	Slovačka	3.411	0.972	0.945	0.756	6.084
16	Hrvatska	2.653	1.458	0.567	1.323	6.001
17	Češka	3.032	1.215	1.134	0.567	5.948
18	Nemačka	3.032	1.215	1.134	0.567	5.948
19	Danska	1.895	1.215	0.945	1.89	5.945
20	Slovenija	2.274	1.701	0.945	0.945	5.865
21	Poljska	3.032	1.458	0.756	0.567	5.813
22	Estonija	2.274	0.972	1.323	0.756	5.325
23	Austrija	1.516	1.701	1.134	0.945	5.296
24	Bugarska	2.653	0.972	0.756	0.756	5.137
25	Rumunija	2.274	0.972	0.567	0.756	4.569
26	Litvanija	2.274	0.729	0.756	0.756	4.515
27	Švedska	0.379	1.458	1.323	1.134	4.294
28	Letonija	1.137	0.729	0.567	0.378	2.811

Grafička prezentacija rezultata je data na Grafiku 4.7 i daje bolji komparativni uvid u to kako zemlje napreduju i kako taj progres varira od zemlje do zemlje:



Slika 4.7. Fazi AHP FMEA rang rizika EU zemalja

Kada se pogledaju zemlje sa najvišim RPN vrednostima, Luksemburg, Malta i Kipar, iako se ove zemlje smatraju malim zemljama u pogledu stanovništva i teritorije, ove zemlje se suočavaju sa visokim rizikom da ne ispune zadate ciljeve, uglavnom zbog malog udela OIE u njihovoj globalnoj proizvodnji energije. Za Maltu i Kipar, dodatni razlog zašto su na listi toliko visoko kotirane, jeste taj što ove zemlje imaju najveće povećanje emisija klimatskih gasova u poređenju sa nivoima emisija iz 1990. godine.

Jedina zemlja koja ima visoku stopu implementacije OIE, a koja je visoko na listi jeste Finska, što je uzrokovano visokom potrošnjom energije po glavi stanovnika. To znači



da iako je potrebna visoka stopa implementacije OIE kako bi se smanjila ukupna emisija klimatskih gasova, ipak su važni i drugi faktori, od kojih je jedan i ukupna potrošnja energije. Štaviše, ukupnu potrošnju energije treba rešavati i u kontekstu ekološke svesti stanovništva, kao i u kontekstu prebacivanja dela potrošnje na OIE, iako je to deo rešenja, nije celo rešenje. Slično, ali u manjoj meri može se primetiti i kod Holandije i Belgije.

Zanimljivo je da se Nemačka i Danska, zemlje koje se obično stavljaju u kontekst zemalja koje imaju visoku potrošnju i proizvodnju energije, nalaze na sredini liste. Ovo je zbog činjenice da je Nemačka na nivou FMEA faktora detekcije kotirana kao nisko rizična, jer ima konzistentnu potražnju energije tokom godine koja se ne razlikuje u toliko velikom obimu. To znači da zemlja neće imati poteškoća u primećivanju problema upravljanja svojim energetske portfolio dok usmerava svoje emisije prema dogovorenim ciljevima. Sa druge strane, Danska je rangirana nisko po faktoru potrošnje energije po glavi stanovnika, iako je najveći proizvođač nafte u EU. Ovo je zbog činjenice da se većina nafte koju zemlja proizvodi i izvozi.

Kada posmatramo zemlje koje predstavljaju najmanji rizik po ciljeve EU 2030, zemlje koje se nalaze na listi nisko, kao što su Bugarska i Rumunija, duguju svoj rezultat svojoj niskoj potrošnji energije po glavi stanovnika, najverovatnije kao rezultat srazmerno niže industrijske aktivnosti i stabilnoj godišnjoj potrošnji energije koja ovim zemljama omogućava veću mogućnost kontrole emisija. Kada se razmatraju zemlje sa najboljim performansama u pogledu najniže rangiranih rizika, možemo primetiti da: Litvanija je implementirala dovoljno veliki udeo OIE-a što joj omogućava da ima niske emisije klimatskih gasova i da ima nisku potrošnju po glavi stanovnika; Švedska ima najveći udeo u OIE-u što joj omogućava da se rangira kao druga zemlja sa najmanjim rizikom po neispunjenje ciljeva, iako se drugim faktorima rangira relativno u proseku; Letonija se rangira kao zemlja sa najnižim rizikom od neispunjavanja

ciljeva za 2030. godine, koja se rangira kao zemlja visokih performansi prema svim kriterijumima koji su uzeti u obzir.

Dodatno, da bi se dobila dodatna komparacija rezultata, rezultati bez integracije fazi AHP metode, već rezultati koji se dobijaju sprovođenjem samostalno FMEA metode odnosno samo množenjem faktora O, S, D, bi bili sledeći:

**Tabela 4-20. Rezultati procene rizika zemalja Evropske unije baziran isključivo na FMEA metodi**

Zemlja	O FMEA ocena	S1 Ocena	S2 FMEA ocena	D Ocena	RPN	Rang
Luksemburg	10,00	7	10	8	5600	1
Kipar	9,00	10	4	8	2880	2
Belgija	9,00	6	7	7	2646	3
Španija	8,00	8	4	10	2560	4
Malta	10,00	10	3	7	2100	5
Irska	9,00	7	4	7	1764	6
Holandija	10,00	6	7	4	1680	7
Finska	3,00	6	9	10	1620	8
Portugalija	6,00	8	3	10	1440	9
Grčka	8,00	7	3	8	1344	10
Danska	5,00	5	5	10	1250	11
Ujedinjeno Kraljevstvo	10,00	5	5	5	1250	12
Italija	7,00	6	4	7	1176	13
Francuska	8,00	6	6	4	1152	14
Mađarska	9,00	5	4	6	1080	15
Slovenija	6,00	7	5	5	1050	16
Hrvatska	7,00	6	3	7	882	17
Austrija	4,00	7	6	5	840	18
Slovačka	9,00	4	5	4	720	19
Češka	8,00	5	6	3	720	20
Nemačka	8,00	5	6	3	720	21
Estonija	6,00	4	7	4	672	22
Poljska	8,00	6	4	3	576	23
Bugarska	7,00	4	4	4	448	24
Litvanija	6,00	3	4	4	288	25
Rumunija	6,00	4	3	4	288	26
Švedska	1,00	6	7	6	252	27
Letonija	3,00	3	3	2	54	28

Po Ayyub-ovom pravilu za četiri faktora pod rizičnim zemljama bi se smatrale sve one koje imaju rezultat veći od 625, što bi značilo da samo šest zemalja ne bi potpalo pod kategoriju rizičnih.

#### **4.5.6 Zaključak o integrisanju metoda procena rizika u model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou**

Na osnovu istraživanja može se zaključiti da integrisana FAHP FMEA metoda može da se koristi kao alat za poboljšano izražavanje procena analitičara koji se obično zanemaruju u samostalnoj primeni FMEA metode. Pored toga, može se konstatovati da entiteti i podaci koji se koriste kao podaci unutar istraživanja, koji opisuju sposobnost zemlje da postignu zadate ciljeve, nisu standardni faktori rizika FMEA pa se mogu nazvati atipičnim FMEA faktorima.

Rezultati fazi AHP metode pokazuju da je najvažniji faktor za procenu budućih emisija usvajanje i implementacija obnovljivih izvora energije. Štaviše, sposobnost zemlje da smanji nivoe emisija u budućnosti biće u velikoj meri zavisna od njene sposobnosti prelaska sa energetske zavisnosti i sigurnosti zasnovane na fosilnim gorivima na obnovljive izvore energije.

Što se tiče rezultata analize, možemo izdvojiti nekoliko glavnih zaključaka:

- Implementacija obnovljivih izvora energije u ovom specifičnom kontekstu analize imala je dominantnu ulogu u dobijanju konačnog rangiranja. Značaj toga je takođe evidentan ako se postignuti ciljevi emisije gasova staklene bašte za EU 2020 ponovo revidiraju. Može se zaključiti da su ciljevi EU 2020 jednostavno efikasnije postignuti sa većom stopom implementacije OIE, a nema sumnje da će to i dalje biti slučaj za ciljeve EU 2030 i EU 2050.
- Problem ukupne potrošnje energije treba rešiti uglavnom rešavanjem potrošnje po glavi stanovnika kroz podizanje svesti o životnoj sredini, a naročito kroz zakonodavstvo, vladine inicijative i čak subvencije koje bi

motivisale pojedince da, ako ne smanjuju svoju potrošnju, bar prelaze na obnovljive izvore.

- Može se konstatovati da bilo koja pojedinačna akcija ne može dovesti do rešenja emisije klimatskih gasova, već više stvari koje se moraju uraditi istovremeno i pravovremeno.
- Što se tiče godišnjih promena potrošnje energije sa kojima se suočavaju zemlje, ostaje da se vidi kako će neke države reagovati s obzirom na to da tek treba da prođu kroz dodatni industrijski i ekonomski rast i razvoj koji obično prati povećana potrošnja energije.
- Generalno, zemlje članice EU nalaze se na putu postizanja postavljenih ciljeva, posebno nakon iskustva u bavljenju ciljevima EU 2020, ali definitivno nema puno prostora za oscilacije.

Konačno, može se konstatovati da je istraživanje dalo realan uvid u pitanje smanjenja emisije klimatskih gasova zadatih od strane EU, iako nisu uzeti u obzir faktori kao što su trenutna i predviđena ekonomska aktivnost zemalja članica. Pored toga, kako će ekonomska aktivnost uticati na emisije klimatskih gasova članica, nije uzeto u obzir, što je definitivno ograničenje ove studije. Ona ostaje da se analizira kao pitanje daljeg istraživanja. Ali ono što se može uzeti kao prednost ovog istraživanja više je, a za ovu disertaciju i značajnije, a to je stvaranje adekvatnog metodološkog okvira kao i matematičkog modela za integrisanje više metoda procena rizika i stvaranje hibridnog modela koji je primenjen na nacionalnom nivou zemalja Evropske unije. Što sa stanovišta teoretskog i modelskog pristupa znači uzimajući u obzir postavljene hipoteze na početku disertacije, a posebno hipoteze H2. koja pretpostavlja da: „integrisanjem metoda procene rizika u model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou (Model EUnNN-IMPR), obezbeđuje se kvalitativna i kvantitativna podrška odlučivanju“; može se zaključiti da je H2. dokazana.

#### 4.5.7 Rang nakon integrisane procene rizika

Nakon integrisane procene rizika koja uključuje i percepciju i sklonost ka riziku, dobijeni rezultati su predstavljeni u narednoj tabeli. Dodatno u prvoj koloni „Rang 1“ je predstavljen radi lakše komparacije rezultata, rang zemalja nakon učinjene samo standardne kvalitativno-kvantitativne procene rizika. U ostalim kolonama mogu se videti ocene koje su zemlje dobile za percepciju rizika, koeficijent sklonosti kao i RPN kvalitativno-kvantitativne procene rizika, kao i RPN dobijen integrisane procene rizika i rang zemalja nakon integrisane procene rizika.

Ovde ostaje još naglasiti da s obzirom da je metoda za dobijanje rezultata kvalitativno-kvantitativne procene rizika FMEA, to znači da je matematička formula korišćena za dobijanje rezultata integrisane procene rizika:

$$IRPN = \textit{Percepcija rizika} \times \textit{Sklonost ka riziku} \times RPN$$

Gde je RPN dobijen kroz primenu kombinacije fazi AHP FMEA metode, gde je radi normalizacije rezultata kao metod agregacije učinjeno sabiranje težinskih vrednosti odnosno:

$$RPN = W(O1)*V(O1) + W(S1)*V(S1) + W(S2)*V(S2) + W(D)*V(D)$$

Odakle sledi da je RPN koji u sebi integriše i ocene percepcije rizika i ocene sklonosti ka riziku dobijen preko sledeće formule:

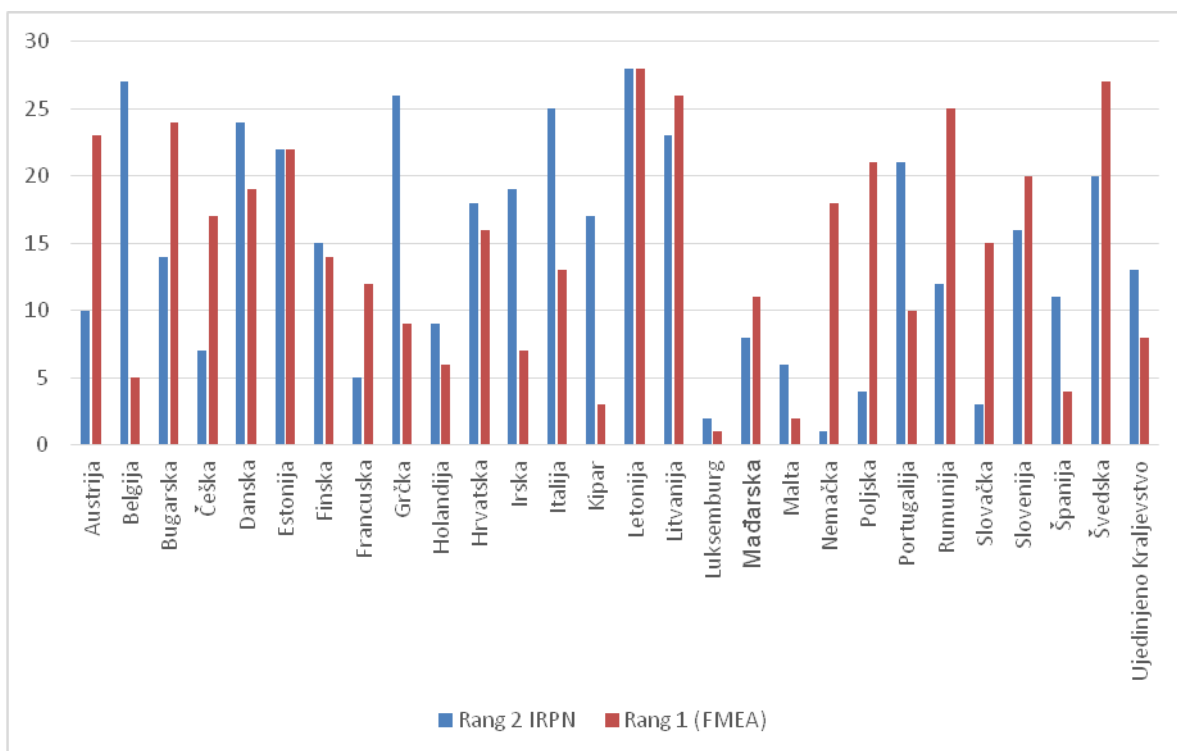
$$IRPN = \textit{Percepcija rizika} \times \textit{Sklonost ka riziku} \times (W(O1)*V(O1) + W(S1)*V(S1) + W(S2)*V(S2) + W(D)*V(D))$$

**Tabela 4-21. Rezultati integrisane procene rizika zemalja Evropske unije**

Rang 1 (FMEA)	Zemlja	Percepcija	Sklonost	RPN	IRPN	Rang 2 IRPN
18	Nemačka	8	6	5,948	285,504	1
1	Luksemburg	10	3	8,893	266,79	2
15	Slovačka	9	4	6,084	219,024	3
21	Poljska	9	4	5,813	209,268	4
12	Francuska	8	4	6,38	204,16	5
2	Malta	8	3	8,11	194,64	6
17	Češka	8	4	5,948	190,336	7
11	Mađarska	7	4	6,516	182,448	8
6	Holandija	8	3	7,327	175,848	9
23	Austrija	8	4	5,296	169,472	10
4	Španija	4	5	7,622	152,44	11
25	Rumunija	8	4	4,569	146,208	12
8	Ujedinjeno Kraljevstvo	7	3	6,895	144,795	13
24	Bugarska	7	4	5,137	143,836	14
14	Finska	7	3	6,186	129,906	15
20	Slovenija	7	3	5,865	123,165	16
3	Kipar	5	3	8,109	121,635	17
16	Hrvatska	6	3	6,001	108,018	18
7	Irska	5	3	7,191	107,865	19
27	Švedska	6	4	4,294	103,056	20
10	Portugalija	5	3	6,675	100,125	21
22	Estonija	6	3	5,325	95,85	22
26	Litvanija	5	4	4,515	90,3	23
19	Danska	5	3	5,945	89,175	24
13	Italija	3	3	6,19	55,71	25
9	Grčka	4	2	6,812	54,496	26
5	Belgija	1	5	7,515	37,575	27
28	Letonija	4	3	2,811	33,732	28

U tabeli je predstavljen u prvoj koloni rang zemalja nakon korišćenja samo kvalitativno-kvantitativne metode preko FMEA metode u kombinaciji sa fazi AHP metodom, i Rang 2 IPR odnosno rang zemalja nakon integrisane procene rizika odnosno koristeći i faktore percepcije rizika i sklonosti ka riziku.

Rezultati su dati u zajedničkoj tabeli radi lakše komparacije dobijenih rezultata i rangova rizika.



Slika 4.8. Komparativni prikaz ranga rizika EU zemalja

Nakon pregleda rezultata integrisane procene rizika, može se doneti nekoliko zaključaka. Prvo da je percepciju rizika moguće izraziti kvalitativno-kvantitativnim pristupom i integrisati je u procenu rizika. Zatim da uključivanje faktora percepcije zaista pravi razliku u ukupnoj, odnosno u ovom slučaju integrisanoj proceni rizika. Kao i da se kod zemlje koja je najvišeg ranga rizika kada je u pitanju FMEA metoda, Luksemburga, ispostavilo da zaista ima najviši rang rizika i kada se uključe komponente percepcije rizika i sklonosti ka riziku.



#### **4.6. Implementacija i revizija mera za postizanje nacionalnih ciljeva zaštite životne sredine**

Kada je u pitanju upravljanje ekološkim rizikom na nacionalnom nivou zemalja EU, može se zaključiti da autonomija Evropske komisije nema samostalnost odnosno ingerenciju za sprovođenje korektivnih akcija samih po sebi, već to moraju raditi nacionalne agencije samih zemalja. Odnosno zaključak je da iako EEA i Evropska komisija i Evropski parlament mogu odrediti nacionalne strategije zemalja, način na koji će se doći do ciljeva definisanih tim strategijama određuju same zemlje i njihovi nacionalni entiteti. Dakle, uslov iz modela za posedovanja autonomije u odlučivanju nije ispunjen sa stanovišta EEA i EU, što dodatno važi i za listiranje svih mogućih korektivnih akcija kao i za procenu rizika po korektivnim akcijama, iako se EEA može naći tu kao savetodavno telo.

#### **4.7. Definisane nacionalnih ciljeva, politika i strategije zaštite životne sredine**

Nakon procesa definisanih korakom implementacije i revizije, završena je prva iteracija primena modela.

U slučaju da je odgovor na pitanje logičke petlje nepostojanje autonomije u odlučivanju model se vraća na procese prvog koraka definisane konceptualnim modelom, a da u slučaju, postojanja autonomije onda se prvo sprovode procesi implementacije i revizije, pa se nakon njih model vraća na procese definisanja nacionalnih ciljeva, politika i strategija životne sredine i procese objašnjene u trećem poglavlju.

#### 4.8. O rezultatima integrisane procene rizika

Treba pogledati šta se može zaključiti iz rezultata integrisane procene rizika iznete u tabeli 4-20. Prvo, može se zaključiti da nakon sagledavanja jedinica mere faktora koji su korišćeni u FMEA metodi, procene percepcije i sklonosti ka riziku, u tumačenju konačnih rezultata i dalje važi Ayyub-ovo pravilo, (Ayyub, 2003), odnosno da sve zemlje koje su rangirane sa RPN IPR>125 bi trebalo da sprovedu neke od korektivnih mera kako bi dostigli definisane ciljeve.

Drugo, iz navedenog kao konačni test samog modela sledi pitanje da li bi se nakon dosadašnjih koraka koji su posmatrali procenu rizika nepostizanja ciljeva iznetih i definisanih u strategiji EU 2030, došlo do definisanja drugih viših ciljeva i usvajanja nove strategije u sledećem koraku, tj. da li bi došlo do usvajanja strategije EU2050, odnosno (Hübler & Löschel, 2013):

- Zaštititi, sačuvati i unaprediti prirodni kapital Evropske unije;
- Pretvoriti Evropsku uniju u energetske efikasnu, zelenu, konkurentnu, karbonski neutralnu ili nisku ekonomiju;
- Sačuvati građane od ekoloških pritisaka, stresora i rizika.

U ovom konkretnom slučaju, RPN IPR>125 je zabeležen kod čak 15 zemalja, a na neposrednoj granici tog rezultata se nalazi čak 17 članica Evropske unije. Samim tim dolazi se do zaključka da će dodatni koraci i promene biti potrebne, posebno kod pojedinih zemalja, iako su pojedine zemlje daleko od opasnosti u poređenju sa zadatim ciljevima. Novi set ciljeva koji podrazumeva i smanjenje emisija gasova sa efektom staklene bašte od 80% koji su izneti u strategiji EU2050 je logičan korak. Tako da se zaključuje iz toga što bi i korišćenjem predstavljenog modela došlo do potrebe definisanja novih ciljeva i donošenje odluke usvajanja novih ciljeva, za naredni period i time se pokazao kao efikasan u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou posebno kao vid podrške u donošenju odluka.

Iz navedenog sledi zaključak da je hipoteza:

- H3. Model ekološkog upravljanja koji integriše metode procene rizika (Model EUnNN-IMPR) doprinosi definisanju strateških prioriteta za rešavanje ekoloških problema i zaštitu životne sredine na nacionalnom nivou,

prošla test implementacije modela, jer koraci odnosno procesi modela, a samim tim i model u celosti vodi definisanju strateških prioriteta, i zaštite životne sredine na nacionalnom nivou, pa se zaključuje da je hipoteza dokazana.

## 5. ZAKLJUČAK

Nakon pregleda literature iz oblasti procene rizika u ekološkom menadžmentu i pregleda primena metodologija i metoda i tehnika procene rizika u navedenoj oblasti, odnosno nakon svega prikazanog u poglavlju dva, prilogu 1 i prilogu 2 dolazi se do nekoliko zaključaka.

Kako je ranije navedeno u radu koji je prethodnica ove disertacije, pod nazivom „Procena rizika u ekološkom menadžmentu”, može se izdvojiti tada konstatovano zapažanje: „Postoje razlike između procene ekološkog rizika i procene rizika po životnu sredinu, pri čemu ova razlika najviše zavisi od autora koji sprovode istraživanja. Razlike se zasnivaju na tome da li u deo procene rizika ulazi i procena rizika po zdravlje ljudi. Može da se zaključi da procena rizika u ekološkom menadžmentu mora da podrazumeva i procenu rizika po zdravlje ljudi i po životnu sredinu. U literaturi u SAD ona podrazumeva procenu rizika po životnu sredinu koja uključuje procenu ekološkog rizika i procenu rizika po zdravlje ljudi, dok u Evropi oba ova faktora uključuje procena ekološkog rizika” (Ćirović, Petrović, Makajić-Nikolić, 2016).

Drugo, kada se govori o ekološkim kriterijumima koji mere ispunjenje zadatih ekoloških ciljeva, podrazumevaju se kriterijumi koji se odnose na smanjenje negativnih uticaja i pretnji po ljudski život i životnu sredinu. Ispunjenje ekoloških kriterijuma meri se praćenjem i merenjem ekoloških indikatora. Ekološke indikatore razvijaju različite vladine i nevladine organizacije širom sveta, pri čemu su za Republiku Srbiju kao državu koja pretenduje na članstvo u Evropskoj uniji i kojoj sledi otvaranje poglavlja 27, od najvećeg značaja indikatori koje razvija, prati i meri Evropska agencija za zaštitu životne sredine. Ovi indikatori predstavljaju mere uticaja ljudi, organizacija i drugih entiteta po činioce životne sredine i moraju se uzeti u obzir u svakom tipu ovakvog istraživanja.

Pregledom primene različitih metodologija i metoda i tehnika procene rizika u oblasti ekološkog menadžmenta, može se zaključiti da procena rizika ima značajnu ulogu u ostvarenju ciljeva ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, pri čemu treba još jednom naglasiti da procena rizika u ekološkom menadžmentu mora da razmatra kako rizik po ljude, tako i po životnu sredinu, a da razmatranje ekoloških kriterijuma kao posebnih faktora procene rizika rezultira efikasnijim ostvarenjem ciljeva ekološkog menadžmenta.

### **5.1. Pregled istraživanja, naučni i stručni doprinosi, hipoteze**

Dalje, kako se kao rezultat procene ekološkog rizika primenom kvalitativno-kvantitativnih metoda, dobija i hijerarhija, odnosno rang ekoloških rizika, može se zaključiti da procena rizika zasnovana na ekološkim kriterijumima, odnosno indikatorima daje i mogućnost određivanja prioriteta akcija za dostizanje ciljeva ekološkog menadžmenta. Odnosno, zaključuje se da primena procene rizika zasnovana na ekološkim kriterijumima merenim ekološkim indikatorima unapređuje dostizanje ciljeva ekološkog upravljanja, što je objašnjeno i dokazivanjem hipoteza H2. i H3. u prethodna dva poglavlja.

Ovim se dodatno potvrđuju, iako je to već izneto u četvrtom poglavlju dokazivanjem posebnih hipoteza H2. i H4., kada se uzme u obzir sve što je navedeno u poglavljima tri i četiri i zaključak da su posebne hipoteze:

- H1. Predloženi model ekološkog upravljanja (Model EUnNN-IMPR), kao podrška odlučivanju, doprinosi unapređenju ekološkog upravljanja jedne zemlje;
- H4. Primenom novog modela ekološkog upravljanja doprinosi se unapređenju podrške za uspostavljanje transparentne i efektivne nacionalne politike i strategija zaštite životne sredine;

prošle test naučne provere i to:

- H1. - kroz evidentnost nekoliko unapređenja koja su vidljiva u predloženom modelu u poređenju sa ostalim modelima u literature, a koji je analiziran u disertaciji i to uzimanjem faktora koje najveći broj drugih modela ne uzimaju nužno u obzir, a čija je značajnost bila prikazana u prilogu 1, poglavljima 3 i 4, a čijom se primenom dobila sveobuhvatnija slika procenjivanih rizika.
- Drugo, tako posledično dobijena slika vodi boljem uvidu u ekološku problematiku. Bolji uvid u probleme daje mogućnost unapređenja donošenja odluka, a s obzirom na samu implementaciju ovog modela datog u poglavlju četiri, zaključuje se iz ovde predstavljenog, da ovo podrazumeva unapređenje odluka na nacionalnom nivou. Tako se zaključuje da je H1 dokazana.
- H4. - kroz činjenicu da je kreirani model korišćen za unapređenje donošenja odluka ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou i to odluka koje se direktno bave definisanjem, predlaganjem i usvajanjem nacionalnih ciljeva, politika, zakona i strategija na nacionalnom nivou i od nacionalnog značaja zemalja Evropske unije. I dodatno ciljeva politika, zakona, i strategija, sa dalekosežnim delovanjem, koje se tiče svih građana posmatranih zemalja, a koje su kao takve transparentno predstavljene od strane nacionalnih ekoloških entiteta tih zemalja, kao i entiteta EU, odnosno od strane EEA.
- Drugo, sam kreirani model se fokusira na faktorima i indikatorima koji su transparentne mere kontrole za praćenje stanja životne sredine, a gde su praćenje i kontrola osnovne funkcije upravljanja. Konkretnije, procena sklonosti ka riziku se bazira na podacima o Sporazumu gradonačelnika koji kvantifikuje broj stanovnika koji je dao podršku odnosno izabrao lokalne vlasti koje su na dobrovoljnoj bazi potpisali sporazum o rešavanju klimatskih i energetske probleme, a koja je javno dostupna i transparentno iskomunicirana sa širom javnošću ovih regija.
- Dodatna potvrđenost ove hipoteze proizilazi iz toga što predstavljeni model dozvoljava, ali i daje inicijativu uključivanju javnosti i kreatora politika pored toga što uključuje ekspertska tela u proces donošenja odluka. Samim tim, ciljevi

izneti Arhuskom konvencijom koja je jedan od najvažnijih međunarodnih dokumenata, a čiji je značaj prethodno istaknut, se uzimaju u obzir sprovođenjem ovakvog modela. Na osnovu ovih činjenica se zaključuje da je hipoteza H4. dokazana.

Iz svega navedenog se zaključuje da metodologije i metode i tehnike procene rizika mogu uspešno da se integrišu u proces ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, radi dostizanja ciljeva ekološkog menadžmenta. Na kraju, detaljni pregled kako literature, tako i pratećeg istraživanja daje zaključak postignutih ciljeva iznetih u prvom poglavlju ove disertacije i to u smislu poboljšanja primene procene rizika u ekološkom menadžmentu. Kao glavni vid poboljšanja izdvajaju se sledeća unapređenja razmatrane problematike: odabir, formulisanje i uzimanje u obzir relevantnih i jasno definisanih ekoloških ciljeva uz njima pripadajuće ekološke kriterijume i ekološke indikatore; uvođenje procene rizika u više faza u procesu ekološkog menadžmenta na nacionalnom nivou integracijom metoda procene rizika, pri čemu su se neke od faza odnosile i na stvaranje podrške u odlučivanju i upravljanju na nacionalnom nivou kada je u pitanju ekološka problematika; razmatranje faktora percepcije rizika kao posebnog faktora rizika; procenu sklonosti ka riziku; razvoj modela unapređenja primene procene rizika u ekološkom menadžmentu koji je jasno verbalno, grafički opisan, kao i matematički i to na tri nivoa. Prvo, objašnjene su matematičke relacije u okviru i između pojedinih podprocesa predstavljenog i implementiranog modela. Drugo, kao matematički način formiranja ocena kvalitativno-kvantitativne analize, a dodatno kao i jedan iskorak dat u poglavlju tri, a koji se odnosi na definisanje novih načina matematičkog formiranja kvantitativnih vrednosti kvalitativnih ocena posebnih delova kod integrisane procene rizika odnosno kod procene percepcije rizika i procene sklonosti ka riziku. Treće, model ima karakteristiku matematičkog zato što je modelovanje učinjeno algoritamski, što je iskorišćeno i za kreiranje i same metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, što čini procese modela u međusobnoj matematičkoj uzročno-posledičnoj vezi, i

to onoj koja prati matematičku logiku zavisnosti procesa na osnovu definisane relacije među njima.

Samim tim, algoritam modela predstavlja iskorak modela u matematičkom smislu, u odnosu na njegovu samu grafičku prezentaciju. Naravno, ovaj doprinos doktorske disertacije treba staviti u kontekst komparacije izazove ekološkog upravljanja u budućnosti, te same magnitute globalne ekološke problematike i njenih predviđenih kompleksnosti koje se očekuju u budućnosti. Dodatno, ceo model je objašnjen i kroz način praktične primene kroz relevantan primer iz same oblasti ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika. Time je ovaj model dokazao i svoju praktičnu primenu i svrsishodnost odnosno efektivnost.

Dokaz opšte hipoteze odnosno,  $H_0$ . Moguće je uspostaviti model ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou koji integriše metode procene rizika (Model EUnNN-IMPR), proizilazi iz:

- prvo dokaza posebnih hipoteza;
- drugo kreiranog model koji je uključio sve komponente iznesene u posebnim hipotezama, uz integrisanje metoda procene rizika u celokupan model, što implicira mogućnost njihovog integrisanja u model upravljanja na nacionalnom nivou, a koji na nedvosmislen način dovodi do unapređenja donošenja odluka na nacionalnom nivou, što je objašnjeno u nekoliko navrata dokazivanjem posebnih hipoteza;
- treće, integrisanih metode procene rizika i u podprocesu kreiranog modela, pri čemu je kreirani model i sproveden, što je dokaz toga da je moguće i njegovo uspostavljanje.

Konačno, sam pristup koji je primenjen u kreiranju modela je valorizovan objavljivanjem naučnog rada koji se bavi delom ovog modela odnosno konkretnije delom modela koji se odnosi na kvalitativno-kvantitativnu procenu rizika, pod



nazivom “*Risk analysis of the European Union 2030 greenhouse gas emission target compliance*”, u časopisu “*International Journal of Global Warming*, 16(1), 64-85” koji se nalazi na SCI listi, a kao takav predstavlja i jedan od značajnih naučnih ishoda disertacije.

U okviru ove disertacije kao najvažniji naučni doprinosi mogu se izdvojiti:

- Sistematizacija postojećih naučnih saznanja o:
  - Kvalitativnim i kvantitativnim metodama procene rizika i mogućnostima njihovog integrisanja u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou.
  - Percepciji i identifikaciji ekoloških rizika i rizika po životnu sredinu.
  - Uticaju rangiranih ekoloških ciljeva i rizika po životnu sredinu na definisanje prioriteta ciljeva ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou.
- Razvoj i prikaz hibridnog pristupa u primeni kvalitativnih i kvantitativnih metoda procene rizika u ekološkom upravljanju, odabirom metoda u zavisnosti od posmatranog ekološkog rizika i rizika po životnu sredinu, a u konkretnom prikazanom slučaju, metoda za poređenje rizika.
- Kreiranje i prikaz konceptualnog modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika.
- Kreiranje i prikaz verbalnog, grafičkog i matematičkog modela ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika.
- Kreiranje i prikaz metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika.
- Verifikovanje koraka modela i metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou, definisanih koracima dva i tri konceptualnog modela (rangiranje ciljeva zaštite životne sredine i procene rizika po životnu sredinu), na osnovu dostupnih podataka iz naučne i stručne literature i zvaničnih

statističkih izvora i njihove implementacije na primeru Evropske unije, te objavljivanjem rezultata istraživanja u naučnim publikacijama.

- Verifikovanje modela i metodologije ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika komparacijom različitih rezultata baziranih na korišćenju različitih indikatora i uključivanju različitih faktora rizika.

Stručni doprinos doktorske disertacije predstavlja:

- Razvijen alat za podršku odlučivanju u ekološkom upravljanju na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procene rizika, čijom primenom se znatno olakšava procena nacionalnih ekoloških rizika, kao i funkcija nacionalnog ekološkog upravljanja, odnosno: planiranje, organizovanje, koordinacija i kontrola u ekološkom menadžmentu na nacionalnom, ali i nadnacionalnom nivou.

## **5.2. Dalji pravci istraživanja**

Kada su u pitanju dalji pravci istraživanja ove disertacije, svakako više od nekolicine pitanja ostaje otvoreno za dalji rad.

Prvo, kada je u pitanju percepcija rizika za konkretno sprovedeni proces modela koji se bavi procenom percepcije rizika, trebalo bi prikupiti dodatne podatke na nivou cele Evropske unije, a koji se odnose na razlike u percepciji stanovništva kada su u pitanju klimatske promene i emisija gasova sa efektom staklene bašte. Dodatne razlike bi dale kvalitetniju procenu percepcije rizika u odnosu na podatke koji su u ovom trenutku dostupni, kao i mogućnost preciznije kvantifikacije faktora procene rizika koji utiču na ekološko upravljanje.

Drugo, s obzirom da je Republika Srbija jedna od zemalja koja pretenduje članstvu u Evropskoj uniji, bilo bi od koristi po navedenim i svim korišćenim kriterijumima,

prikupiti podatke na nacionalnom nivou Republike Srbije i uraditi sličnu ili istovetnu procenu. Nažalost, to u ovom konkretnom slučaju nije bilo moguće i zahtevalo bi angažovanje velikog broja institucija radi dobijanja kvalitetnog i relevantnog uzorka koji bi smelo smeo da se koristi u proceni koja je sprovedena u ovom modelu, a koja takođe ne bi bila moguća bez podataka koji su dugogodišnje prikupljeni od strane Evropske komisije i Evropskog zavoda za statistiku.

Sa stanovišta samog modelovanja i koncepta upravljanja, možda i najizazovniji pravac bi bio nov način pristupa proceni ekoloških rizika, a koji bi se odnosio na „dinamički rizikom“, odnosno preispitivanje dinamičke komponente rizika. Pod ovim se misli na komponentu rizika koja bi podrazumevala uzimanje u obzir vremena, odnosno vremenske komponente procene rizika koja se odnosi na različite iteracije u kojima se procena rizika vrši kao i posledične promene u ponašanju donosioca odluka, gde te promene u ponašanju reflektuju informacije koje su donosioci odluka dobili iz prethodnih iteracija računanja procene rizika, odnosno da nakon objavljivanja procene rizika, postoji tendencija promene ponašanja u cilju izbegavanja posledica rizika, ka faktorima za koje je sada poznato da su određena ponašanja visokog rizika.

Ta biheviorna promena (engl. *behavioural change*) bi zahtevala njeno uključivanje u procenu rizika. Odnosno, ideja koja ostaje za razmišljanje da li s obzirom na aktivnu ulogu procene percepcije rizika u proceni rizika može doći do uključivanja faktora promene ponašanja koja će nastati kao rezultat percepcije rezultata procene rizika prethodne iteracije, onog trenutka kada se oni i učine transparentnim odnosno dostupnim.

Sve ovo naravno predstavlja i zahteva dalja istraživanja, čiji bi odgovor značajno doprineo celom području ekološkog upravljanja na nacionalnom nivou integrisanjem metoda procena rizika.

## LITERATURA

1. Acosta, H., & Forrest, B. M. (2009). The spread of marine non-indigenous species via recreational boating: A conceptual model for risk assessment based on fault tree analysis. *Ecological Modelling*, 220(13), 1586-1598.
2. Adams, R. (2004). Brainstorming on carbon black: Houston, Do we have a problem?. *Focus on Pigments*, 2004(12), 1-4.
3. Agencija za zaštitu životne sredine - AZŽS, Ministarstvo poljoprivrede i zaštite životne sredine, Republika Srbija. (2015). Stanje životne sredine u Republici Srbiji – kratak pregled. Ministarstvo poljoprivrede i zaštite životne sredine, Republika Srbija.
4. Agrawala, S. (1998). Context and early origins of the IPCC. *Climatic Change* 39: 605–620.
5. Alcamo, J. (2001). Scenarios as tools for international environmental assessment (No. 5). European Environment Agency.
6. Ang, J. B. (2007). CO<sub>2</sub> emissions, energy consumption, and output in France. *Energy Policy*, 35(10), 4772-4778.
7. Antunes, R., & Gonzalez, V. (2015). A Production Model for Construction: A Theoretical Framework. *Buildings*, 5(1), 209-228.
8. Asante-Duah, D.K. (1998). Risk assessment in environmental management. John Wiley & Sons, Chichester, England.
9. Ayyub, B.M., (2003). Risk Analysis in Engineering and Economics. Chapman and Hall/CRC.
10. Baker, C., Lawrence, R., Montagne, C., & Patten, D. (2006). Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands*, 26(2), 465-474.
11. Barbour, R.S. (2001). Checklists for improving rigour in qualitative research: a case of the tail wagging the dog?. *Bmj*, 322(7294), 1115-1117.
12. Barboza, J. (2010). The environment, risk and liability in International law. Brill.

13. Bardy, R. & Massaro, M. (2013). Eco-social business in developing countries: the case for sustainable use of resources in unstable environments. In McIntyre, J. R., Ivanaj, S., Ivanaj, V., (Eds.) *Strategies for Sustainable Technologies and Innovations*. London: Edward Elgar.
14. Barnhouse, L. W., & Suter, G. W. (1986). User's manual for ecological risk assessment (No. ORNL-6251). Oak Ridge National Lab., TN (USA).
15. Barrow, C. (2006). *Environmental management for sustainable development*. 2<sup>nd</sup> ed. London and New York: Routledge.
16. Barrow, C. (2014). *Environmental change and human development: controlling nature?* London and New York: Routledge.
17. Bauer, R. A. (1960). Consumer behavior as risk taking. *Chicago, IL*, 384-398.
18. Baxter, J., & Eyles, J. (1999). The utility of in-depth interviews for studying the meaning of environmental risk. *The professional Geographer*, 51(2), 307-320.
19. Baybutt, P. (2002). Layers of protection analysis for human factors (LOPA-HF). *Process Safety Progress*, 21(2), 119-129.
20. Becker, T. (2008). The Business behind Green, Eliminating fear, uncertainty, and doubt. *APICS magazine*, 18(2).
21. Bickerstaff, K., & Walker, G. (2001). Public understandings of air pollution: the 'localisation' of environmental risk. *Global Environmental Change*, 11(2), 133-145.
22. Birkmann, J., Cardona, O. D., Carreño, M. L., Barbat, A. H., Pelling, M., Schneiderbauer, S., ... & Welle, T. (2013). Framing vulnerability, risk and societal responses: the MOVE framework. *Natural hazards*, 67(2), 193-211.
23. Bjelica, D., Petrović, N., & Jovanović, M. (2012). Using Key Performance Eco Indicators For Selecting R&D Projects. *Amis 2012*, 165.
24. Blok, K., & Phylipsen, D. (1998). Common and coordinated policies and measures to reduce greenhouse gas emissions in the European Union. *International Journal of Environment and Pollution*, 10(3-4), 393-402.

25. Blühdorn, I. (2013). The governance of unsustainability: ecology and democracy after the post-democratic turn. *Environmental politics*, 22(1), 16-36.
26. Bowsky, R. (1996). Teamwork to eliminate waste in the system works!. *The Journal for Quality and Participation*, 19(6), 44.
27. Brown, B.B. (1968). Delphi process: A methodology used for the elicitation of opinions of experts (No. RAND-p-3925). RAND CORP SANTA MONICA CA.
28. Buchecker, M., Salvini, G., Baldassarre, G. D., Semenzin, E., Maidl, E., & Marcomini, A. (2013). The role of risk perception in making flood risk management more effective. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 13(11), 3013-3030.
29. Budzianowski, W. M. (2017). Implementing carbon capture, utilisation and storage in the circular economy. *International Journal of Global Warming*, 12(2), 272-296.
30. Burnham, A., Han, J., Clark, C. E., Wang, M., Dunn, J. B., & Palou-Rivera, I. (2011). Life-cycle greenhouse gas emissions of shale gas, natural gas, coal, and petroleum. *Environmental science & technology*, 46(2), 619-627.
31. Calixto, E. (2012). *Gas and Oil Reliability Engineering: Modeling and Analysis*. Gulf Professional Publishing.
32. Calow, P. P. (Ed.). (2009). *Handbook of environmental risk assessment and management*. John Wiley & Sons, Chichester, England.
33. Calvet-Mir, L., Gómez-Baggethun, E., & Reyes-García, V. (2012). Beyond food production: Ecosystem services provided by home gardens. A case study in Vall Fosca, Catalan Pyrenees, Northeastern Spain. *Ecological Economics*, 74, 153-160.
34. Campbell, S., & Currie, G. (2006). Against beck: in defence of risk analysis. *Philosophy of the Social Sciences*, 36(2), 149-172.

35. Cardona, O. D. (1999). Environmental management and disaster prevention: Two related topics: A holistic risk assessment and management approach. *Natural disaster management*, 151-153.
36. Chalmers, N., & Fabricius, C. (2007). Expert and generalist local knowledge about land-cover change on South Africa's Wild Coast: can local ecological knowledge add value to science. *Ecology and Society*, 12(1), 10.
37. Chang, D. Y. (1996). Application of extend analysis method on Fuzzy AHP. *European Journal of Operational Research*, 96, 343-350
38. Change, I. C. (2007). Mitigation of climate change. Contribution of working group III to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
39. Chen, C. M., & Liu, M. C. (2006). Ecological risk assessment on a cadmium contaminated soil landfill—a preliminary evaluation based on toxicity tests on local species and site-specific information. *Science of the Total Environment*, 359(1), 120-129.
40. Chen, P. Y., Yang, Y. H., Lei, X. T., & Qian, Y. Z. (2009). Cause analysis and preliminary hazard estimate of typhoon disaster in China. *Journal of Natural Disasters*, 18(1), 64-73.
41. Cheney, C., & Ramsdell, J.W. (1987). Effect of medical records' checklists on implementation of periodic health measures. *The American journal of medicine*, 83(1), 129-136.
42. Ćirović, M. (2018). Risk analysis of the European Union 2030 greenhouse gas emission target compliance. *International Journal of Global Warming*, 16(1), 64-85.
43. Ćirovic, M., Makajic-Nikolic, D., Petrovic, N., Vujosevic, M., & Kuzmanovic, M. (2015). European Union oil import dependency risk analysis. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1).

- 44.Ćirović, M., Petrović, N., & Slovic, D. (2014). EPI: Environmental Feedback on the Organization's Sustainability. *Innovative Management and Firm Performance: An Interdisciplinary Approach and Cases*, 122-138.
- 45.Ćirović, M., Petrović, N., Makajić-Nikolić, D. (2016). Procena rizika u ekološkom menadžmentu, Zbornik radova SYM-OP-IS 2016 XLIII Međunarodni skup o operacionim istraživanjima, 20-23.9.2016, Tara, Srbija, 2016, str. 49-52, ISBN 978-86-3350535-2.
- 46.Citirik, E. (2014). Root-cause analysis of burner tip failures in coal-fired power plants. *Applied Thermal Engineering*, 73(1), 831-841.
- 47.Clifton, J.J. (1990). "Risk prediction", in Keller, A.Z. and Wilson, H.C.(Eds.), *Disaster prevention, Planning and Limitation Unit*, University of Bradford, Bradford
- 48.Cole, G. A. (2004). *Management theory and practice*. Cengage Learning EMEA.
- 49.Collins, H. M., & Evans, R. (2002). The third wave of science studies: Studies of expertise and experience. *Social studies of science*, 32(2), 235-296.
- 50.Commission of the European Communities. (2008). *Aarhus Convention Implementation Report: European Community, SEC (2008) 556*. Brussels: Commission of the European Community.
- 51.Critto, A., & Suter II, G.W. (2009). Environmental risk assessment. In *Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites* (pp. 1-23). Springer US.
52. Curran, M. A. (1996). Environmental life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(3), 179-179.
- 53.da Conceição Cunha, M., & Nunes, L. M. (2011). *Groundwater Characterization, Management and Monitoring*. WIT Press.
- 54.Dalile, B. (2014). *Environmental Ethics: Between Anthropocentrism and Ecocentrism*. Academia. edu, nd Web, 13. 10.
- 55.Dalkey, N., & Helmer, O. (1963). An experimental application of the Delphi method to the use of experts. *Management science*, 9(3), 458-467.



56. Damro, C. D., Hardie, I., & MacKenzie, D. (2008). The EU and climate change policy: law, politics and prominence at different levels. *Journal of Contemporary European Research*, 4(3), 179-192.
57. de Vos, R., van Breevoort, P., Höhne, N., Winkel, T., & Sachweh, C. (2014). Assessing the EU 2030 Climate and Energy targets. A Briefing Paper. Available online: <http://www.ecofys.com/files/files/ecofys-2014-assessing-the-eu-2030-targets.pdf>.
58. Dhillon, B.S. (1982). Systems safety: A survey. *Microelectronics Reliability*, 22(2), 265-275.
59. Di Baldassarre, G., & Uhlenbrook, S. (2012). Is the current flood of data enough? A treatise on research needs for the improvement of flood modelling. *Hydrological Processes*, 26(1), 153-158.
60. Diehl, M., & Stroebe, W. (1991). Productivity loss in idea-generating groups: Tracking down the blocking effect. *Journal of personality and social psychology*, 61(3), 392.
61. Dietz, T., Fitzgerald, A., & Shwom, R. (2005). Environmental values. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30, 335-372.
62. Dincer, I. (2000). Renewable energy and sustainable development: a crucial review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 4(2), 157-175.
63. Dowling, G. R., & Staelin, R. (1994). A model of perceived risk and intended risk-handling activity. *Journal of consumer research*, 21(1), 119-134.
64. Economic Commission for Europe. (2000). *The Aarhus Convention: An Implementation Guide*. Geneva: United Nations Economic Commission for Europe.
65. Economic Commission for Europe. (2009). *Findings of the Compliance Committee with Regard to Communication ACCC/C/2007/21*. New York: United Nations.

- 66.El-Fadel, M., Chedid, R., Zeinati, M., & Hmaidan, W. (2003). Mitigating energy-related GHG emissions through renewable energy. *Renewable Energy*, 28(8), 1257-1276.
67. Emerson, J., Esty, D.C., Levy, M.A., Kim, C.H., Mara, V., de Sherbinin, A., & Srebotnjak, T. (2010). Environmental performance index. Center for Environmental Law and policy. New Haven, Yale.
- 68.Epstein, M.J. & Roy, M.J. (2001). Sustainability in Action: Identifying and Measuring the Key performance Drivers. *Long Range planning*, 34, 584-604.
- 69.Ericson II, C.A. (2005). Hazard analysis techniques for system safety. John Wiley & Sons. Chichester, England.
- 70.Eshtiaghi, M., YarAhmadi, R., & Nouri, J. (2014). Survey of Environmental Damage Reduction by Considering Industrial Ecology Solid Waste Features in Industrial parks Using EFMEA & GIS Techniques (Case Study: Eshtehard Industrial park).
- 71.European Commission (EC)(2013). Green Paper: A 2030 Framework for Climate and Energy Policies. COM(2013) 169 Final.
- 72.European Commission (EC). (2012). Yearbook, E. R. Eurostat.
- 73.European Commission (EC). (2016). Yearbook, E. R. Eurostat.
- 74.European Environment Agency –EEA. (2016a). Who we are, what we do, how we do it. EU publications.
- 75.European Environment Agency –EEA. (2016b). Total greenhouse gas emission trends and projections Indicator Specification. EU publications.
- 76.Evans, F. C. (1956). Ecosystem as the basic unit in ecology. *Science*, 123(3208), 1127-1128.
- 77.Fairman, R., Mead, C. D., & Williams, W. P. (1998). Environmental risk assessment: approaches, experiences and information sources.Copenhagen: EEA..

- 78.Ferreira, V., & Teixeira, M.R. (2010). Healthcare waste management practices and risk perceptions: findings from hospitals in the Algarve region, Portugal. *Waste management*, 30(12), 2657-2663.
- 79.Fewtrell, L., & Bartram, J. (2013). Water quality: guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. *Water Intelligence Online*, 12, 9781780405889.
- 80.Fiorino, D. J. (1990). Citizen participation and environmental risk: A survey of institutional mechanisms. *Science, technology & human values*, 15(2), 226-243.
- 81.Fischhoff, B., & Lichtenstein, S. (1978). Don't attribute this to Reverend Bayes. *Psychological Bulletin*, 85(2), 239.
- 82.Flower, D. J., & Sanjayan, J. G. (2007). Green house gas emissions due to concrete manufacture. *The international Journal of life cycle assessment*, 12(5), 282.
- 83.Foot, D. K., & Venne, R. A. (2006). Awakening to the intergenerational equity debate in Canada. *Journal of Canadian Studies/Revue d'études canadiennes*, 39(1), 5-21.
- 84.Ford motor Company – FMC. (2004). FMEA Handbook Version 4.1. Ch.2 & 4.
- 85.Fragkou, E., Douros, I., Moussiopoulos, N., & Belis, C. A. (2012). Current trends in the use of models for source apportionment of air pollutants in Europe. *International Journal of Environment and Pollution*, 50(1-4), 363-375.
- 86.Freiling, F. C., Holz, T., & Wicherski, G. (2005). Botnet tracking: Exploring a root-cause methodology to prevent distributed denial-of-service attacks. Springer Berlin Heidelberg. 319-335.
- 87.Giddens, A. (2009). *The politics of climate change*. Cambridge, Cambridge: Polity Press UK.
- 88.Goussen, B., Price, O. R., Rendal, C., & Ashauer, R. (2016). Integrated presentation of ecological risk from multiple stressors. *Scientific reports*, 6, 36004.

- 89.Green, H., Hunter, C., & Moore, B. (1989). Assessing the environmental impact of tourism development: the use of the Delphi technique. *International journal of environmental studies*, 35(1-2), 51-62.
- 90.Grubb, M., Koch, M., Thomson, K., Munson, A., & Sullivan, F. (1993). *The earth summit agreements: a guide to assessment. An analysis of the Rio'92 UN Conference on Environment and Development.*
- 91.Guerin, T. (2014). Root causes of fluid spills from earthmoving plant and equipment: Implications for reducing environmental and safety impacts. *Engineering Failure Analysis*, 45, 128-141.
- 92.Hales, B., Terblanche, M., Fowler, R., & Sibbald, W. (2008). Development of medical checklists for improved quality of patient care. *International Journal for Quality in Health Care*, 20(1), 22-30.
- 93.Haviland, G.P. (1964). MIL-S-38130 A Safety Milestone. *Aerospace Safety Magazine.*
- 94.Hayes, K. R. (2002). Identifying hazards in complex ecological systems. Part 1: fault-tree analysis for biological invasions. *Biological Invasions*, 4(3), 235-249.
- 95.Hayes, K.R. (2002). Identifying hazards in complex ecological systems. part 2: infection modes and effects analysis for biological invasions. *Biological Invasions*, 4(3), 251-261.
- 96.Heuvel, L.N.V. (2005). *Root cause analysis handbook: a guide to effective incident investigation.* Rothstein Associates Inc.
97. Hillson, D. (2003). *Effective Opportunity Management for Projects:Exploiting Positive Risk.* Marcel Dekker, New York.
98. Hillson, D., & Murray-Webster, R. (2004). Understanding and managing risk attitude. In *Proceedings of 7th Annual Risk Conference, held in London, UK (Vol. 26)*
- 99.Hoel, M. (1991). Global environmental problems: the effects of unilateral actions taken by one country. *Journal of environmental economics and management*, 20(1), 55-70.

100. Hu, A. H., Hsu, C., Kuo, T., & Wu, W. (2009). Risk evaluation of green components to hazardous substance using FMEA and FAHP. *Expert Systems With Applications*, 36(3), 7142-7147. doi:10.1016/j.eswa.2008.08.031
101. Hubbard, D. W. (2009). *The failure of risk management: Why it's broken and how to fix it*. John Wiley & Sons Chichester, England.
102. Hubbard, D. W. (2014). *How to measure anything: Finding the value of intangibles in business*. John Wiley & Sons Chichester, England.
103. Hübler, M., & Löschel, A. (2013). The EU decarbonisation roadmap 2050—what way to walk?. *Energy Policy*, 55, 190-207.
104. Hudec, M., & Vujošević, M. (2010). A fuzzy system for municipalities' classification. *Central European Journal of Operations Research*, 18(2), 171-180.
105. Hyatt, N. (2003). *Guidelines for Process Hazards Analysis (PHA, HAZOP), Hazards Identification, and Risk Analysis*. CRC press.
106. Imperial Chemical Industries, Ltd, Chemical Industries Association. Chemical Industry Safety, & Health Council. (1977). *A Guide to Hazard and Operability Studies*. Chemical Industry Safety and Health Council of the Chemical Industries Association.
107. Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. (2015). How does the IPCC work? [http://www.ipcc.ch/organization/organization\\_structure.shtml](http://www.ipcc.ch/organization/organization_structure.shtml).
108. International Organisation for Standardisation (ISO). (2009a). *31000: 2009 Risk management—Principles and guidelines*. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
109. International Organisation for Standardisation (ISO). (2009b). International Electrotechnical Commission. (2009). *IEC/ISO 31010: 2009. Risk management-risk assessment techniques*. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

110. Išlijamović, S., Jeremić, V., Petrović, N., & Radojičić, Z. (2014). Colouring the socio-economic development into green: I-distance framework for countries' welfare evaluation. *Quality & Quantity*, 49(2), 617-629.
111. Jänicke, M. (2008). Ecological modernisation: new perspectives. *Journal of cleaner production*, 16(5), 557-565.
112. Jänicke, M., & Jacob, K. (2006). Environmental Governance in global perspective. *New Approaches to Ecological and Political Modernisation*. Berlin: Forschungsstelle für Umweltpolitik. Freie Universität Berlin.
113. Jayswal, A., Li, X., Zanwar, A., Lou, H. H., & Huang, Y. (2011). A sustainability root cause analysis methodology and its application. *Computers & chemical engineering*, 35(12), 2786-2798.
114. Jolly, V. (1978). The concept of environmental management. *Development Forum*. Vol.8 (2). 13-12.
115. Jones, J. (2006). An introduction to factor analysis of information risk (fair). *Norwich Journal of Information Assurance*, 2(1), 67.
116. Jozi, S. A., & Seyfosadat, S.H. (2014). Environmental Risk Assessment of Gotvand-Olia Dam at Operational Phase Using the Integrated Method of Environmental Failure Mode and Effects Analysis (EFMEA) and Preliminary Hazard Analysis. *Journal of Environmental Studies*, 40(1), 25.
117. Kahraman, C., Cebeci, U., Ruan, D. (2004). Multi-attribute comparison of catering service companies using fuzzy AHP: The case of Turkey, *International Journal of Production Economics*, Volume 87, Issue 2, 28 January 2004, Pages 171-184, ISSN 0925-5273, [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-5273\(03\)00099-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-5273(03)00099-9).
118. Kahraman, C., Cebeci, U., Ulukan, Z. (2003). Multi-criteria supplier selection using fuzzy AHP. *Logistics Information Management*, 16 (6), pp. 382–394
119. Kahraman, C., Ruan, D., Dogan, I. (2003) Fuzzy group decision making for facility location selection. *Information Sciences* 157, 135–153.

- 120.Kasai, Y. (2004). Recent trends in recycling of concrete waste and use of recycled aggregate concrete in Japan. *ACI Special publication*, 219.
- 121.Kaushik, P. & Kaushik, A. (2010). *Basic of environment and ecology*. New Delhi: New Age International Lt Publishers.
- 122.Kececioglu, D.B., (2002). *Reliability Engineering Handbook*. DEStech Publications, Inc.,1,2.
- 123.Khaerul Azis, M., & Widodo, T. (2019). *The Impact of Carbon Tax on GDP and Environment*.
- 124.Klassen, R. D., & McLaughlin, C. P. (1996). The impact of environmental management on firm performance. *Management science*, 42(8), 1199-1214.
- 125.Kletz, T.A. (1997). Hazop—past and future. *Reliability Engineering & System Safety*, 55(3), 263-266.
- 126.Kletz, T.A. (1999). HAZOP and HAZAN: identifying and assessing process industry hazards. *IChemE*.
- 127.Knight, F. H. (1921). *Risk, uncertainty and profit*. New York: Hart, Schaffner and Marx.
- 128.Knowlton, R.E. (1989). *Hazard and operability studies: the guide word approach*. Chematics International Company, Vancouver.
- 129.Ko, H.C., Turner, T.J., & Finnigan, M.A. (2011). Systematic review of safety checklists for use by medical care teams in acute hospital settings-limited evidence of effectiveness. *BMC health services research*, 11(1), 211.
- 130.Kona, A., Bertoldi, P., & Kilkış, Ş. (2019). Covenant of Mayors: Local Energy Generation, Methodology, Policies and Good Practice Examples. *Energies*, 12(6), 985.
- 131.Kona, A., Melica, G., Calvete, S. R., Zancanella, P., Iancu, A., Gabrielaitiene, I., ... & Bertoldi, P. (2015). *The Covenant of Mayors in figures and performance indicators: 6-year assessment*. Joint Research Centre (JRC).

- 132.Kotowicz, J., Brzęczek, M., & Job, M. (2017). The influence of carbon capture and compression unit on the characteristics of ultramodern combined cycle power plant. *International Journal of Global Warming*, 12(2), 164-187.
- 133.Kum, S., & Sahin, B. (2015). A root cause analysis for Arctic Marine accidents from 1993 to 2011. *Safety science*, 74, 206-220.
- 134.Kuo, W., & Zuo, M. J. (2003). *Optimal reliability modeling: principles and applications*. John Wiley & Sons.
- 135.Kusky, T.M. (2009). *Encyclopedia of earth science*: Infobase Publishing.
- 136.Kutlu, A. C., & Ekmekçioğlu, M. (2012). Fuzzy failure modes and effects analysis by using fuzzy TOPSIS-based fuzzy AHP. *Expert Systems with Applications*, 39(1), 61-67.
- 137.Kvale, S., & Brinkmann, S. (2009). *Interviews: Learning the craft of qualitative research interviewing*. Sage.
- 138.LaFreniere, G. F. (1990). Rousseau and the European roots of environmentalism. *Environmental History Review*, 41-72.
- 139.Lees, F. (2012). *Lees' Loss prevention in the process industries: Hazard identification, assessment and control*. Butterworth-Heinemann.
- 140.Lekić, D. (2018). *Izveštaj o stanju životne sredine u Republici Srbiji za 2017. godinu*. Beograd: Ministarstvo zaštite životne sredine Republike Srbije, Agencija za zaštitu životne sredine.
- 141.Lemly, A. D. (1999). Selenium impacts on fish: an insidious time bomb. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 5(6), 1139-1151.
- 142.Lenschow, A. (Ed.). (2002). *Environmental policy integration: Greening sectoral policies in Europe*. Routledge.
- 143.Levi Jakšić, M. (2012). *Innovation Entrepreneurship for Sustainable Development*. In Tipurić, D. & Dabić, M., (Eds.) *Management, Governance and Entrepreneurship – New Perspectives and Challenges*, London, Access press, 487-508.



144. Levi Jakšić, M. (2015). Sustainable Innovation of Technology and Business Models: steps towards rethinking technology and business strategy. ASECU Conference proceedings, Krakow.
145. Levi Jakšić, M., Barjaktarović Rakočević, S., & Martić, M. (Eds.). (2014). Innovative management and Firm performance-an interdisciplinary approach. London: Palgrave Macmillan.
146. Levi-Jakšić, M., Marinković, S. (2012). Menadžment održivog razvoja. Beograd, Fakultet organizacionih nauka.
147. Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., & Driscoll, D. (2008). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters*, 11(1), 78-91.
148. Lindhe, A., Rosén, L., Norberg, T., & Bergstedt, O. (2009). Fault tree analysis for integrated and probabilistic risk analysis of drinking water systems. *Water research*, 43(6), 1641-1653.
149. Linkov, I., Satterstrom, F. K., Steevens, J., Ferguson, E., & Pleus, R. C. (2007). Multi-criteria decision analysis and environmental risk assessment for nanomaterials. *Journal of Nanoparticle Research*, 9(4), 543-554.
150. Linstone, H.A., & Turoff, M. (Eds.). (1975). *The Delphi method: Techniques and applications* (Vol. 29). Reading, MA: Addison-Wesley.
151. Liobikienė, G., Butkus, M., & Bernatoniene, J. (2016). Drivers of greenhouse gas emissions in the Baltic states: decomposition analysis related to the implementation of Europe 2020 strategy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 309-317.
152. List, G., Mirchandani, P., Turnquist, M., & Zografos, K. (1991). Modeling and analysis for hazardous materials transportation: Risk analysis, routing/scheduling and facility location. *Transportation Science*, 25(2), 100-114.

- 153.Liu, H. C., Liu, L., Bian, Q. H., Lin, Q. L., Dong, N., & Xu, P. C. (2011). Failure mode and effects analysis using fuzzy evidential reasoning approach and grey theory. *Expert Systems with Applications*, 38(4), 4403-4415.
- 154.Liu, H., Liu, L., & Liu, N. (2013). Risk evaluation approaches in failure mode and effects analysis: A literature review. *Expert Systems With Applications*, 40(2), 828-838. doi:10.1016/j.eswa.2012.08.010
- 155.Louise Barriball, K., & While, A. (1994). Collecting Data using a semi-structured interview: a discussion paper. *Journal of advanced nursing*, 19(2), 328-335.
- 156.Makajić-Nikolić, D., Jednak, S., Benković, S., & Poznanić, V. (2011). Project finance risk evaluation of the Electric power industry of Serbia. *Energy policy*, 39(10), 6168-6177.
- 157.Makajic-Nikolic, D., Petrovic, N., Belic, A., Rokvic, M., Radakovic, J. A., & Tubic, V. (2016a). The fault tree analysis of infectious medical waste management. *Journal of Cleaner Production*, 113, 365-373.
- 158.Makajic-Nikolic, D., Petrovic, N., Cirovic, M., Vujosevic, M., & Presburger-Ulnikovic, V. (2016b). The model of risk assessment of greywater discharges from the Danube River ships. *Journal of Risk Research*, 19(4), 496-514.
- 159.Marke, A. (2014). EU 2030 targets a'good'step forward, but Brussels premature to get overly narcissistic. *EG Magazine*, 20(2), 15.
- 160.Markovska, N., Taseska-Gjorgievska, V., Dedinec, A., Grncarovska, T. O., Duić, N., Pop-Jordanov, J., & Kanevce, G. (2014). EU 2030 climate targets-a perspective of an EU candidate country. In 1st South East European Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems.
- 161.Marshall, R. (2007). Hazardous area classification. *Chemical Engineering*, 114(5), 43-44.
- 162.Mason, M. (2010). Information disclosure and environmental rights: The Aarhus Convention. *Global Environmental Politics*, 10(3), 10-31.

163. McDermott, R.E., Mikulak, R.J., & Beauregard, M.R. (1996). *The Basics of FMEA*. Portland, Oregon: productivity.
164. Mena, C., Adenso-Diaz, B., & Yurt, O. (2011). The causes of food waste in the supplier–retailer interface: evidences from the UK and Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(6), 648-658.
165. Merz, B., Kreibich, H., Schwarze, R., & Thielen, A. (2010). Review article" Assessment of economic flood damage". *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10(8), 1697-1724.
166. Mitev, L. (2015). EU 2030 targets' unachievable' without long-term nuclear operation. *Atw. Internationale Zeitschrift fuer Kernenergie*, 60(1), 12.
167. Moher, D., Jadad, A.R., Nichol, G., Penman, M., Tugwell, P., & Walsh, S. (1995). Assessing the quality of randomized controlled trials: an annotated bibliography of scales and checklists. *Controlled clinical trials*, 16(1), 62-73.
168. Morgan, M. G., Fischhoff, B., Bostrom, A., & Atman, C. J. (2002). *Risk communication: A mental models approach*. Cambridge University Press.
169. Morvay, Z., & Gvozdenac, D. (2008). *Applied industrial energy and environmental management (Vol. 2)*. John Wiley & Sons.
170. Mraz, M., & Huber, B. (2005). *FMEA-FMECA*. Rep. Ljubljana: University of Ljubljana.
171. Mun, J. (2006). *Modeling risk: applying Monte Carlo simulation, real options analysis, forecasting, and optimization techniques (Vol. 347)*. John Wiley & Sons. Chichester, England.
172. Muriel-García, M., Cerón, J. G., & Cerón, R. M. (2009). Environmental impact assessment and HazOp study of the drilling cuttings confinement process into non-productive wells in marine platforms in Campeche, Mexico. *Coastal Processes*, 126, 213.
173. National Aeronautics and Space Administration – (NASA). (2003). *Root Cause Analysis Overview*. Office of Safety & Mission Assurance Chief Engineers Office. <http://www.hq.nasa.gov/office/codeq/rca/rootcauseppt.pdf>.

174. National Research Council. (1996). *Understanding risk: Informing decisions in a democratic society*. National Academies Press.
175. National Research Council. (2008). *Public participation in environmental assessment and decision making*. National Academies Press.
176. Norton, S. B., Rodier, D. J., van der Schalie, W. H., Wood, W. P., Slimak, M. W., & Gentile, J. H. (1992). A framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environmental toxicology and chemistry*, 11(12), 1663-1672.
177. Odum, E. P. (1953). *Fundamentals of ecology*. xii, 387 pp. W. B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania, and London, England.
178. O'Riordan, T. (1995). *Environmental science for environmental management*. Essex, England: Longman Group.
179. O'Riordan, T. (2014). *Environmental science for environmental management*. London and New York: Routledge.
180. Osborn, A. F. (1953). *Applied Imagination. Principles and procedures of creative problem-solving*. Charles Scribner's Sons.
181. Oxford English Dictionary. (OED). (1989). Oxford: Oxford university press.
182. Ozgur Colpan, C., Dincer, I., & Hamdullahpur, F. (2009). The reduction of greenhouse gas emissions using various thermal systems in a landfill site. *International Journal of Global Warming*, 1(1-3), 89-105.
183. Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., & van Vuuren, D. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental panel on Climate Change*.
184. Panwar, N. L., Kaushik, S. C., & Kothari, S. (2011). Role of renewable energy sources in environmental protection: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(3), 1513-1524.
185. Parker, D. J., & Harding, D. M. (1979). Natural hazard evaluation, perception and adjustment. *Geography*, 307-316.

- 186.Parkhurst, D. F. (1984). Decision analysis for toxic waste releases. *J. Environ. Manage.;*(United States), 18(2).
- 187.Patton, M.Q. (1991). Beyond Evaluation Myths. *Adult Learning*, 3(2), 9.
- 188.Pearsall, J. (1999). *The concise Oxford dictionary*-/ed. by Judy Pearsall. Oxford [etc.]: Oxford University Press.
- 189.Peel, J. (2010). *Science and risk regulation in international law*(Vol. 72). Cambridge University Press.
- 190.Persson, L. M., Breitholtz, M., Cousins, I. T., de Wit, C. A., MacLeod, M., & McLachlan, M. S. (2013). Confronting unknown planetary boundary threats from chemical pollution. *Environmental Science & Technology*. 47, 12619–12622.
- 191.Petak, W. J., & Atkisson, A. A. (1982). *Natural hazard risk assessment and public policy: anticipating the unexpected* (No. 363.34 P477). New York: Springer-Verlag.
- 192.Petrovic, N., & Cirovic, M. (2013). Corporate Water Footprint: Risks, opportunities, and management options for sustainable development. *American Journal of Environmental Protection*, 1(4), 120-123.
- 193.Petrovic, N., Petkovic, J., Makajic-Nikolic, D, Levi Jaksic, M.& Cirovic, M. (2017). The Delphi Method Application in the Analysis of Postgraduate Students' Attitudes on the Environmental Performance Index. In Jeremic, V., Radojicic, Z., & Dobrota, M. (Eds.), *Emerging Trends in the Development and Application of Composite Indicators*, 2017, Hershey, PA, ISBN13: 9781522507147, doi: 10.4018/978-1-5225-0714-7.
- 194.Petrovic, N., Slovic, D., & Cirovic, M. (2013). An approach to measuring environmental performance of organizations. *Aktualni problemi ekonomiki*, (11), 462-470.
- 195.Pickrel, E.W., & McDonald, T.A. (1964). Quantification of human performance in large, complex systems. *Human Factors: The Journal of the Human Factors and Ergonomics Society*, 6(6), 647-662.

196. Pidgeon, J. D., May, M. J., Perry, J. N., & Poppy, G. M. (2007). Mitigation of indirect environmental effects of GM crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 274(1617), 1475-1479.
197. Pidgeon, N. (1998). Safety culture: key theoretical issues. *Work & stress*, 12(3), 202-216.
198. Pidgeon, N., Hood, C., Jones, D., Turner, B., & Gibson, R. (1992). Risk perception. *Risk: Analysis, perception and management*, 89-134.
199. Plattner, T., Plapp, T., & Hebel, B. (2006). Integrating public risk perception into formal natural hazard risk assessment. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 6(3), 471-483.
200. Plumwood, V. (1995). Has democracy failed ecology? An ecofeminist perspective. *Environmental Politics*, 4(4), 134-168.
201. PMI Standards Committee, & PMI Standards Committee. (1996). A guide to the project management body of knowledge. Project Management Institute.
202. Pollard, S. J., Smith, R., Longhurst, P. J., Eduljee, G. H., & Hall, D. (2006). Recent developments in the application of risk analysis to waste technologies. *Environment international*, 32(8), 1010-1020.
203. Project Management Institute (PMI). (1996). A guide to the project management body of knowledge. Project Management Institute. Pennsylvania USA.
204. Puente, J., Pino, R., Priore, P., Fuente, D., (2002). A decision support system for applying failure mode and effects analysis, *International Journal of Quality & Reliability Management*, 19(2), 137-150.
205. Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., & Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 131-143.
206. Quinlan, J. R. (1983). Learning efficient classification procedures and their application to chess end games. *Machine Learning: An Artificial Intelligence Approach*, 1.

- 207.Quinlan, J. R. (1987). Simplifying decision trees. *International journal of man-machine studies*, 27(3), 221-234.
- 208.Radojicic, Z., Isljamovic, S., Petrovic, N., & Jeremic, V. (2012). A Novel Approach to Evaluating Sustainable Development (Nowe podejście do waloryzacji rozwoju zrównoważonego). *Problemy Ekorozwoju-problems of Sustainable Development*, 7(1), 81-85.
- 209.Rausand, M., & Høyland, A. (2004). *System reliability theory: models, statistical methods, and applications* (Vol. 396). John Wiley & Sons.
- 210.Reid, T. N. (2010). Quantifying Perception-Based Attributes in Design: A Case Study on the Perceived Environmental Friendliness of Vehicle Silhouettes.
- 211.Rescher, N. (1998). *Predicting the future: An introduction to the theory of forecasting*. SUNY press.
- 212.Roberts, C. M., Andelman, S., Branch, G., Bustamante, R. H., Carlos Castilla, J., Dugan, J., ... & McArdle, D. (2003). Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological applications*, 13(sp1), 199-214.
- 213.Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F. S., Lambin, E., ... & Nykvist, B. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14(2).
- 214.Rooney, J.J., & Heuvel, L.N.V. (2004). Root cause analysis for beginners. *Quality progress*, 37(7), 45-56.
- 215.Rootes, C. (2002). Global visions: Global civil society and the lessons of European environmentalism. *Voluntas: International Journal of Voluntary and Nonprofit Organizations*, 13(4), 411-429.
- 216.Rose, P. R. (1987). Dealing with risk and uncertainty in exploration: how can we improve?. *AAPG Bulletin*, 71(1), 1-16.
- 217.Saaty, T.L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures, *Journal of Mathematical Psychology* 15, 234-281.
- 218.Saaty, T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*, McGraw-Hill, New York

- 219.Saaty, T.L. (1988). *The Analytic Hierarchy Process*, revised edn, University of Pittsburgh Press, Pittsburgh, PA
- 220.Saaty, T.L. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process, *International Journal of Services Sciences* 1 (1), 83–98.
- 221.Sackman, H. (1974). *Delphi assessment: Expert opinion, forecasting, and group process* (No. RAND-R-1283-PR). RAND CORP SANTA MONICA CA.
- 222.Samaras, C., & Meisterling, K. (2008). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from plug-in hybrid vehicles: implications for policy.
- 223.Sarkar, 2012. "Environmental philosophy: from theory to practice," Wiley-Blackwell, Chichester, West Sussex.
- 224.Schmidt R.C. (1997). Managing Delphi surveys using nonparametric statistical techniques. *Decision Sciences* 28, 763-774.
- 225.Seke, K., Petrovic, N., Jeremic, V., Vukmirovic, J., Kilibarda, B., & Martic, M. (2013). Sustainable development and public health: rating European countries.*BMC public health*, 13(1), 77.
- 226.Sexton, K., Marcus, A.F., Easter, K.W.and Burkhardt, T.D. (1999) *Better Environmental Decisions: Strategies for Governments, Businesses and Communities*, Washington DC, Island Press.
- 227.Shahriar, A., Sadiq, R., & Tesfamariam, S. (2012). Risk analysis for oil & gas pipelines: A sustainability assessment approach using fuzzy based bow-tie analysis. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 25(3), 505-523.
228. Sharratt, P. (Ed.). (1995). *Environmental management systems*. Institution of Chemical Engineers.Rugby, UK.
- 229.Shaw, D., & Blundell, N. (2008). WASOP, a qualitative methodology for waste minimization: systems thinking, HAZOP principles and nuclear waste. *International Journal of Energy Sector Management*, 2(2), 231-251.
- 230.Slović, D., & Petrović, N. (2011). Environmental performance indicators of organizations. *Zbornik radova VIII skupa privrednika i naučnika - SPIN'11* „Operacioni menadžment u funkciji održivog ekonomskog rasta i razvoja



- Srbije 2011-2020“, Fakultet organizacionih nauka, Centar za operacioni menadžment, privredna komora Srbije, Beograd 2011. Beograd, Fakultet organizacionih nauka.
- 231.Slovic, P. (1987). Perception of risk. *Science*, 236(4799), 280-285.
- 232.Slovic, P. (1999). Trust, emotion, sex, politics, and science: Surveying the risk-assessment battlefield. *Risk analysis*, 19(4), 689-701.
- 233.Smeets, E., & Weterings, R. (1999). Environmental indicators: Typology and overview (p. 19). Copenhagen: European Environment Agency.
234. Smil, V. (1972). Energy and the environment—A Delphi forecast. *Long Range Planning*, 5(4), 27-32.
- 235.Sofyalioğlu, Ç., & Öztürk, Ş. (2012). Application of grey relational analysis with Fuzzy AHP to FMEA method. *Dogus University Journal*, 13(1), 114-130.
- 236.Sonnemann, G., Castells, F., Schuhmacher, M., & Hauschild, M. (2004). Integrated life-cycle and risk assessment for industrial processes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 206-207.
- 237.Soytas, U., & Sari, R. (2009). Energy consumption, economic growth, and carbon emissions: challenges faced by an EU candidate member. *Ecological economics*, 68(6), 1667-1675.
- 238.Stamatis, D.H. (2003). Failure mode and effect analysis: FMEA from theory to execution. ASQ Quality press.
- 239.Stanners, D., Bosch, P., Dom, A., Gabrielsen, P., Gee, D., Martin, J., ... & Weber, J. L. (2007). Frameworks for environmental assessment and indicators at the EEA. *Sustainability Indicators—A Scientific Assessment*.
- 240.Starik, M., & Gribbon, C. (1992, July). European strategic environmental management: Toward a global model of business environmentalism. In *Proceedings of the International Association for Business and Society* (Vol. 3, pp. 1-20).

241. Statistical Office of the European Communities. (EC). (2016). EUROSTAT: Sustainable development indicators. Indicators: Eurostat. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/sdi/indicators>.
242. Stefanis, S. K., & Pistikopoulos, E. N. (1997). Methodology for environmental risk assessment of industrial nonroutine releases. *Industrial & engineering chemistry research*, 36(9), 3694-3707.
243. Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... & Folke, C. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.
244. Steffen, W., Sanderson, R. A., Tyson, P. D., Jäger, J., Matson, P. A., Moore III, B., ... & Wasson, R. J. (2006). *Global change and the earth system: a planet under pressure*. Springer Science & Business Media.
245. Stirling, A. (2008). "Opening up" and "closing down" power, participation, and pluralism in the social appraisal of technology. *Science, Technology, & Human Values*, 33(2), 262-294.
246. Stokols, D., Misra, S., Moser, R. P., Hall, K. L., & Taylor, B. K. (2008). The ecology of team science: understanding contextual influences on transdisciplinary collaboration. *American journal of preventive medicine*, 35(2), S96-S115.
247. Summers, A. E. (2003). Introduction to layers of protection analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 104(1), 163-168.
248. Sumsion, T. (1998). The Delphi technique: an adaptive research tool. *British Journal of Occupational Therapy* 61(4), 153-156.
249. Sunstein, C. R. (2006). *Infotopia: How many minds produce knowledge*. Oxford University Press.
250. Suter II, G. W. (2006). *Ecological risk assessment*. CRC press.
251. Suter II, G.W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

252. Szpiro, G. G. (1986). Measuring risk aversion: an alternative approach. *The Review of Economics and Statistics*, 156-159.
253. Tadic, D., Djapan, M., Misita, M., Stefanovic, M., & Milanovic, D.D. (2012). A fuzzy model for assessing risk of occupational safety in the processing industry. *International Journal of Occupational Safety and Ergonomics*, 18(2), 115-126.
254. Taylor, M., & Israni, C. (2014). Understanding the ALARP Concept: Its Origin and Application. In *SPE International Conference on Health, Safety, and Environment*. Society of Petroleum Engineers.
255. Tchankova, L. (2002). Risk identification—basic stage in risk management. *Environmental management and health*, 13(3), 290-297.
256. The Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2008). *OECD Key environmental indicators*. Paris, France. <https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/37551205.pdf>.
257. Thivel, P.X., Bultel, Y., & Delpech, F. (2008). Risk analysis of a biomass combustion process using MOSAR and FMEA methods. *Journal of hazardous materials*, 151(1), 221-231.
258. Tofallis, C. (2014). Add or multiply? A tutorial on ranking and choosing with multiple criteria. *INFORMS Transactions on education*, 14(3), 109-119.
259. Tol, R. S. (2014). Ambiguity reduction by objective model selection, with an application to the costs of the EU 2030 climate targets. *Energies*, 7(11), 6886-6896.
260. Trimintzios, P., Robinson, N., Hellgren, T., Cox, K., Retter, L., & Burnett, P. (2013). *National-level Risk Assessments*.
261. Turner, R. A., Cakacaka, A., Graham, N. A. J., Polunin, N. V. C., Pratchett, M. S., Stead, S. M., & Wilson, S. K. (2007). Declining reliance on marine resources in remote South Pacific societies: ecological versus socio-economic drivers. *Coral Reefs*, 26(4), 997-1008.

- 262.U.S. Department of Defence. (2000). MIL-STD-882D Standard practice for System Safety program Requirement.Washington DC USA.
- 263.U.S. Department of Defense. (1980). Mil-Std-1629a: 1980: Procedures for performing a Failure Mode, Effects and Criticality Analysis. Department of Defense.
- 264.U.S. Department of Energy, (DOE), (1992). Root Cause Analysis Guidance Document.
- 265.U.S. Environmental Protection Agency. (1998). Guidelines for Ecological Risk Assessment (Report No. EPA/630/R-95/002F). Washington, DC: Risk Assessment Forum.
- 266.U.S. Environmental Protection Agency. (2001). Risk Characterization Handbook (Report No. EPA/100-B-00-002). Washington, DC: Office of Research and Development.
- 267.U.S. Environmental Protection Agency. (2011). An Assessment of Decision-Making Processes: Evaluation of Where Land Protection Planning Can Incorporate Climate Change Information (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/142F, 2011.
- 268.U.S. Environmental Protection Agency. (2016). Ecological Risk assessment. <https://www.epa.gov/risk/ecological-risk-assessment>.
- 269.U.S. Nuclear Regulatory Commission. (NRC). (1975). Reactor safety study. An assessment of accident risks in US commercial nuclear power plants. Appendix XI. Analysis of comments on the draft WASH-1400 report. Nuclear Regulatory Commission.
270. UN General Assembly, 1992. Rio Declaration on Environment and Development, Agenda 21.
271. United Nations – UN. (2015a). The Millennium Development Goals Report 2015. United Nations publications. <http://www.un.org/en/development/desa/publications/mdg-report-2015.html>.

272. United Nations – UN. (2015b). The Sustainable Development Goals Report 2015. United Nations publications. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>.
273. United Nations Environment Program (UNEP). (2001) Technical workbook on Environmental Management Tools for Decision Analysis. <http://www.unep.or.jp/ietc/publications/techpub-14/1-ems5.aspx> on July 21, 2001.
274. United Nations High Commissioner for Refugees (UNHCR). (2006). Framework for assessing, monitoring and evaluating the environment in refugee-related operations. Module V environmental indicator framework. UNHCR OSTs, Geneva, Switzerland. <http://www.unhcr.org/4a97aa3d9.pdf>.
275. United Nations Sustainable Development – UNSD. (1992). Agenda 21. United Nations Conference on Environment & Development Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992.
276. Utgoff, P. E. (1989). Incremental induction of decision trees. *Machine learning*, 4(2), 161-186.
277. Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117-133.
278. Venkatasubramanian, V., Zhao, J., & Viswanathan, S. (2000). Intelligent systems for HAZOP analysis of complex process plants. *Computers & Chemical Engineering*, 24(9), 2291-2302.
279. Ventriss, C., & Kuentzel, W. (2005). Critical theory and the role of citizen involvement in environmental decision making: a re-examination. *International Journal of Organization Theory & Behavior*, 8(4), 520-540.
280. Vesely, W. E., Goldberg, F. F., Roberts, N. H., & Haasl, D. F. (1981). Fault tree handbook (No. NUREG-0492). Nuclear Regulatory Commission Washington DC.

- 281.Vlada Republike Srbije (2011): Pravilnik o nacionalnoj listi indikatora zaštite životne sredine. „Službeni Glasnik“ Republike Srbije br. 37/2011.
- 282.Vlada Republike Srbije. Nacionalna strategija održivog razvoja. (2008). („Službeni glasnik RS“, br. 57/08), <http://www.odrzivirazvoj.gov.rs/assets/download/Nacionalna-strategija-odrzivog-razvoja-RepublikeSrbije.pdf>.
- 283.Vlada Republike Srbije. Nacionalna strategija za aproksimaciju u oblasti životne sredine za Republiku Srbiju,. (2011). Beograd. [http://www.srbija.gov.rs/vesti/dokumenti\\_sekcija.php?id=45678](http://www.srbija.gov.rs/vesti/dokumenti_sekcija.php?id=45678).
- 284.Von Glasersfeld, E. (1993). Reflections on number and counting. The development of numerical competence: Animal and human models, 225-243.
285. Vujošević, M. (2008). Risk management as a part of the integrated management system. *Total Quality Management & Excellence*, Vol. 36, No. 4.
- 286.Wakefield, S.E., Elliott, S.J., Cole, D.C., & Eyles, J.D. (2001). Environmental risk and (re) action: air quality, health, and civic involvement in an urban industrial neighbourhood. *Health & Place*, 7(3), 163-177.
- 287.Walker, K., & Wan, F. (2012). The harm of symbolic actions and green-washing: Corporate actions and communications on environmental performance and their financial implications. *Journal of business ethics*, 109(2), 227-242.
- 288.Wang, X., Chan, H.K., Yee, R., Rainey, I.D. (2012). A two-stage fuzzy-AHP model for risk assessment of implementing green initiatives in the fashion supply chain, *International Journal of Production Economics* 135, 595–606.
- 289.Wang, Y. M., & Elhag, T. M. S. (2006). On the normalization of interval and fuzzy weights. *Fuzzy sets and systems*, 157, 2456–2471.
- 290.Wang, Y.-M., Chin, K.-S., Poon, G. K. K., & Yang, J.-B. (2009). Risk evaluation in failure mode and effects analysis using fuzzy weighted geometric mean. *Expert Systems with Applications*, 36, 1195–1207.
- 291.White, D. J. (1969). *Decision theory*. Chicago: Aldine Publishing Co.

292. White, G. F. (1945). Human adjustment to floods: a geographical approach to the flood problem in the United States (No. 29). University of Chicago.
293. Whyte, A. V., & Burton, I. (1980). Environmental risk assessment (SCOPE: 15), Wiley, New York.
294. Wie, S., Shanklin, C. W., & Lee, K. E. (2003). A decision tree for selecting the most cost-effective waste disposal strategy in food service operations. *Journal of the American Dietetic Association*, 103(4), 475-482.
295. Wilday, J., Paltrinieri, N., Farret, R., Hebrard, J., & Breedveld, L. (2011). Addressing emerging risks using carbon capture and storage as an example. *Process Safety and Environmental Protection*, 89(6), 463-471.
296. Wilenius, M., & Tirkkonen, J. (1997). Climate in the making: using Delphi for Finnish climate policy. *Futures*, 29(9), 845-862.
297. Williams, B. A., & Matheny, A. R. (1995). Democracy, dialogue, and environmental disputes: The contested languages of environmental dispute.
298. Wilson, P.F. (1993). Root cause analysis: A tool for total quality management. ASQ Quality press.
299. World Commission on Environment and Development – WCED. (1987). *Our Common Future*. Oxford. Oxford University press.
300. World Health Organization. (2001). *Water quality: Guidelines, standards, and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. L. Fewtrell, & J. Bartram (Eds.). IWA publishing.
- Fiorino, D. J. (1990). Citizen participation and environmental risk: A survey of institutional mechanisms. *Science, technology & human values*, 15(2), 226-243.
301. Yuhua, D., & Datao, Y. (2005). Estimation of failure probability of oil and gas transmission pipelines by fuzzy fault tree analysis. *Journal of loss prevention in the process industries*, 18(2), 83-88.
- Acaravci, A., & Ozturk, I. (2010). On the relationship between energy consumption, CO<sub>2</sub> emissions and economic growth in Europe. *Energy*, 35(12), 5412-5420.

- 302.Zadeh, L.A. (1965). Fuzzy sets. *Information and Control* Volume 8, Issue 3, 338-353.
- 303.Zhang, X. P., & Cheng, X. M. (2009). Energy consumption, carbon emissions, and economic growth in China. *Ecological Economics*, 68(10), 2706-2712.



## **Prilozi**

### **Prilog 1.**

#### **1. EKOLOŠKI MENADŽMENT, METODOLOGIJE I METODE PROCENE RIZIKA**

U ovom delu će biti predstavljene metodologije procene rizika, sa posebnim osvrtom na metodologiju procene rizika razvijenu od strane Agencije za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država - EPA koju odlikuje značajna primena u ekološkom menadžmentu, kao i metodologiju upravljanja rizikom ISO 31000.

##### **1.1. EPA ciljevi i metodologija procene rizika**

Agencija za zaštitu životne sredine Sjedinjenih Američkih Država - EPA je osnovana 2. decembra 1970. godine sa inicijalnim ciljem da obezbedi zdraviju i čistiju, odnosno životnu sredinu višeg stepena kvaliteta. Iako je njeno delovanje primarno bilo koncentrisano na područje Sjedinjenih Američkih Država, njen uticaj je daleko širi, što se najviše ogleda u usvajanju njenih načina delovanja od strane drugih nacionalnih agencija zemalja kao i bliskoj saradnji sa Međuvladinim panelom o klimatskim promenama (Engl. *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC) i drugim telima Ujedinjenih nacija.

Značaj EPA se ogleda i u njenom uticaju koji ima na kreiranje zakona i ostalih ekoloških regulativa, a posebno u kreiranju implementacionih politika tih regulativa. Ovo je bitno sa stanovišta internacionalnog pristupa kreiranju zakonskih okvira rešavanja ekoloških problema jer većina država usvaja regulative bazirane na EPA modelima i iskustvu.

### 1.1.1 O EPA ciljevima i načinu delovanja

Kada se govori o ciljevima EPA, ono što Agencija izdvaja kao primarno jeste delovanje na sprečavanje i poboljšanje stanja životne sredine. Ovo delovanje je grupisano u sedam tematskih oblasti koje su obuhvaćene EPA misijom i svrhom. Primarna misija EPA je zaštita ljudskog zdravlja i životne sredine, dok je njena svrha i delovanje u narednih sedam oblasti (US EPA, 1998; US EPA, 2016):

- Zaštita populacije od značajnih rizika po ljudsko zdravlje i životnu sredinu sa kojom populacija dolazi u kontakt.
- Ostvarivanje nacionalnih ciljeva na putu smanjenja ekoloških rizika koji se baziraju na najpouzdanijim dostupnim naučnim informacijama.
- Usvajanju zakonske regulative koja ima za cilj očuvanje ljudskog zdravlja i životne sredine, a koja se sprovodi nediskriminaciono.
- Zaštita životne sredine kao integralni deo politika koje se odnose na prirodne resurse, ljudsko zdravlje, ekonomski rast, saobraćaj, poljoprivredu, industriju i internacionalnu trgovinu.
- Uključivanje svih delova društva – zajednica, pojedinaca, kompanija, državnih i lokalnih uprava uz omogućavanje pristupa relevantnim informacijama za efektivno učestvovanje u upravljanju ljudskim zdravljem i ekološkim rizicima.
- Zaštita životne sredine sa ciljem doprinosa diverzitetu, održivosti i ekonomskoj produktivnosti zajednica i ekosistema.
- Saradnja sa drugim državama u cilju očuvanja globalne životne sredine i ekosistema.

Ove oblasti delovanja definišu svrhu EPA organizacije, dok su glavni njeni ciljevi delovanja definisani u narednih sedam pravaca (US EPA, 1998):

- Rad na vidljivom unapređenju kvaliteta životne sredine u zajednicama širom planete.
- Rešavanje problema klimatskih promena i unapređenje kvaliteta vazduha.

- Preuzimanje akcija radi smanjenja toksičnosti i povećanja hemijske bezbednosti.
- Očuvanje voda.
- Rad na kreiranju novog tipa državnog uređenja, lokalno partnerstvo.
- Rad na unapređivanju EPA organizacije.
- Rad na održivoj budućnosti.

### **1.1.2 EPA metodologija procene rizika**

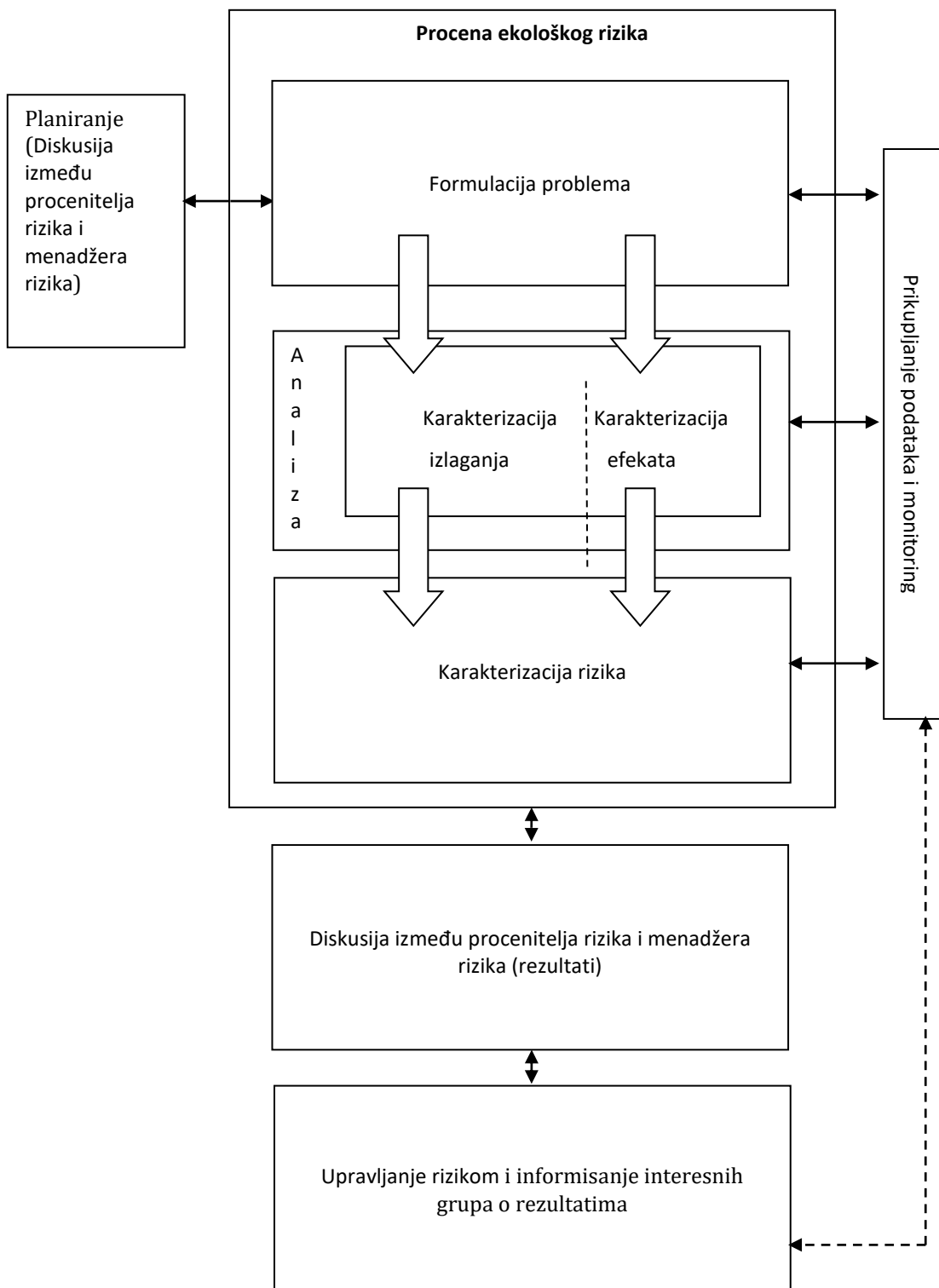
Procena ekološkog rizika po EPA metodologiji predstavlja primenu formalnog okvira i smernica koji uključuju analitičke procese, modele i ocene efekata ljudskih akcija po prirodne resurse i životnu sredinu u celosti, kao i interpretaciju značajnosti tih efekata u poređenju sa identifikovanim neizvesnostima u svakom od delova procesa procene.

Ovakva procena rizika uključuje početnu identifikaciju hazarda, analizu izloženosti hazardu, procenu odgovora na hazard i karakterizaciju rizika. Dodatno, procena ekološkog rizika se definiše kao proces koji određuje mogućnosti ugrožavanja životne sredine kao rezultat izlaganja jednom ili više efekata stresora kao što su na primer hemikalije, promene u strukturi zemljišta, invazivne vrste, zaraze i klimatske promene.

Po EPA metodologiji, ekološka analiza rizika uključuje tri faze (US EPA, 1998; US EPA, 2016):

- Planiranje;
- Faza 1 – Formulacija problema;
- Faza 2 – Analiza;
- Faza 3 – Karakterizacija rizika.

Na sledećem grafiku će biti predstavljena uzajamna povezanost navedenih procesa u procesu primene EPA metodologije procene rizika.



Slika 1.1. Proces procene rizika po životnu sredinu po EPA metodologiji (US EPA, 1998, p. 4)

Ove faze procesa procene rizika po EPA metodologiji mogu da se opišu na sledeći način:

- EPA proces procene ekološkog rizika počinje planiranjem i istraživanjem posmatranog problema.
- U fazi formulacije problema se vrši prikupljanje informacija radi određivanja ugroženih delova životne sredine i delova koje treba zaštititi.
- U fazi analize se utvrđuje ugroženost posebnih biljnih i životinjskih vrsta i stepena njihove ugroženosti te analizira da li taj stepen ugroženosti može da izazove štetne ekološke posledice.
- Faza karakterizacije rizika se sastoji iz procene rizika i opisa rizika. Procena rizika se bavi upoređivanjem entiteta koji su izloženi riziku, kao i efekata izloženosti riziku. Dalje, opis rizika daje informacije koje su potrebne za interpretaciju i razumevanje posledica rizika i nivoa štetnih efekata po posmatrani deo ugroženog ekosistema.

#### **1.1.2.1 Planiranje**

Prilikom procene ekološkog rizika po EPA metodologiji planiranje se smatra predprocesom, no ovo ne znači da ova faza ima manji značaj u odnosu na druge faze. Ovaj deo procesa je rezervisan za dodeljivanje inicijalnih ocena o potrebnim pripremama za proces procene rizika. Pitanja na koja se posebno stavlja naglasak u ovom delu procesa jesu svrha, domen i doseg planirane procene rizika. Takođe, u ovoj fazi se ispituju tehnički aspekti i pristupi.

Planiranje procesa procene rizika neretko započinje i kreiranjem grupe za procenu rizika sličnoj grupama koje se kreiraju prilikom brainstorming sesija. Pitanja su obično grupisana u tematske celine od kojih su neke od obaveznih (US EPA, 2016):

1. Ko/Šta/Gde je ugrožen/o?
  - Individua – da li rizik predstavlja samo problem po individue?
  - Populacija - da li rizik predstavlja problem ukupnoj populaciji?

- Životna dob, mladi, adolescenti ili odrasli - da li rizik predstavlja problem samo populaciji određene životne dobi?
- Populaciona podgrupa — da li je riziku više podložna određena podgrupa (na primer zbog genetike) i/ili više izložena riziku (na primer zbog geografskog područja)?
- Različite biološke vrste— da li su određene biljne ili životinjske vrste više podložne ili izložene posmatranom riziku?

Ovo pitanje treba da da odgovor o entitetu koji je izložen riziku i sistemu koji će biti predmet analize - bilo koji podsistem ekosistema ili ekosistem u celini, ili bilo koji pojedinačni činilac ekosistema ili ekološki faktor od značaja za ispitivanje.

## 2. Šta predstavlja ekološki hazard koji se posmatra?

- Hemikalija (jedna ili više njih/kumulativni rizik)?
- Radijacija?
- Fizičke promene (promene habitata)?
- Mikrobiološke ili biološke pretnje (bolesti ili invazivne vrste)?
- Nutritivni poremećaj (stanje metabolizma)?

U ovom delu bi trebalo dobiti odgovor o svojstvima potencijalne pretnje po entitet koji se posmatra. Razumevanje pretnje vodi lakšem sprovođenju procene, kao i određivanju akcija koje treba preduzeti kao odgovor na uočene pretnje.

## 3. Odakle potiče i odakle dolazi posmatrani ekološki hazard?

- Obeležavanje izvora (na primer dim ili požar koji dolaze sa tačno određenog izvora, zapaljene šume ili fabrike, kontaminacija sa tačno određenog izvora)?
- Jednoznačno neodređen izvor (zagađenje od automobila)?
- Prirodni izvori?

Ovde je cilj dobiti nosioca pretnje, odnosno njegov izvor. Ovaj izvor može da se smatra emiterom stresora što daje pravac delovanja, geografsku lokaciju i poreklo pretnji.

## 4. Kako nastaje izloženost?

- Putevima?

- Vazduhom?
- Kroz površinske vode?
- Kroz podzemne vode?
- Kroz zemljište?
- Preko čvrstog otpada?
- Kroz hranu?

Odgovori na ovo pitanje se odnose na puteve prenosa stresora od početnog izvora do entiteta koji je izložen posmatranim pretnjama. Preciziranje takvih puteva daje mogućnost suzbijanja stresora u trenutku kada je napustio svoj izvor, ali još uvek nije stigao do entiteta koji je podložan njegovom uticaju. Dodatno pitanja koja se tiču potencijalnih pretnji po zdravlje ljudi uključuju i traženje odgovora na pitanja koja se odnose na načine (putevi/rute) kontaminacije i povezane ljudske aktivnosti koje dovode do kontaminacije preko: gutanja (hrane i vode), kontaktom preko kože, udisanjem, ulaskom u krvotok.

5. Kako telo reaguje na posmatrani ekološki hazard i kako ta reakcija varira u odnosu na faktore kao što su životna dob, genetika, vrsta i slično?

- Apsorpcija – da li telo apsorbuje ekološki hazard?
- Širenje – da li ekološki hazard putuje kroz sve delove tela ili ostaje lociran na jednom mestu?
- Metabolizam – da li telo razgrađuje ekološki hazard?
- Izbacivanje – kako se ekološki hazard izbacuje iz tela?

Ovde se govori o efektima koje data pretnja nosi sa sobom prilikom interakcije sa subjektom koji joj je izložen.

6. Koje su ekološke posledice?

Imaju se u vidu posebne ekološke posledice koje mogu da uključe promene u na primer reproduktivnosti vrsta, pojavi tumora, negativnim efektima na nervni sistem i smrtnosti.

7. Koliko je vremena potrebno ekološkom hazardu da izazove efekat i koliko često nastaje taj efekat? Da li je od značaja u kom životnom ciklusu se pojavljuje?

- Koliko dugo traje?
- Da li se javlja akutno – odmah, za par sati ili u toku jednog dana?
- Poluhronično – kroz nekoliko nedelja ili meseci?
- Hronično – efekat se javlja tokom značajnog dela životnog veka ili čitavog životnog veka?
- Naizmenično?

Ovde se analiziraju vremenski intervali pojavljivanja, prisustva, povlačenja i eventualnog ponovnog pojavljivanja efekata.

8. Kritično vreme javljanja?

- Da li postoji kritični period u toku života u kome je hemikalija najtoksičnija (na primer u vreme razvoja fetusa, stadijum novorođenčadi, u odraslom dobu)?

U ovoj, poslednjoj iteraciji se takođe analizira i vremenski ciklus, ali sa stanovišta izloženog entiteta, odnosno traže se momenti najviše i najniže ranjivosti/podložnosti entiteta izloženog stresoru.

#### **1.1.2.2 Formulacija problema**

Radi obezbeđivanja odgovarajuće tehničke podrške i pristupa problemu, ključno je pravovremeno definisanje svrhe i obima delovanja prilikom sprovođenja procene rizika. Cilj formulacije problema predstavlja definisanje obima istraživanja. Pod definisanjem obima istraživanja se podrazumeva određivanje ekoloških entiteta koje treba uzeti u razmatranje prilikom procene rizika kao i definisanje željenih rezultata analize. Ekološki entiteti koji se uzimaju u razmatranje mogu biti (US EPA, 2016):

- Jedna vrsta ekosistema,
- Funkcionalna grupa vrsta,
- Zajednica,



- Ekosistem,
- Poseban habitat od značaja,
- Drugi entiteti koji su povezani sa problemom istraživanja.

Kada se napravi lista i definišu ekološki entiteti od značaja, sledi utvrđivanje atributa od značaja za definisane entitete. Pod atributima od značaja se podrazumevaju svojstva koja potencijalno mogu da budu ugrožena i shodno tome treba da se utvrdi potreba za njihovim očuvanjem. Ovako definisana baza entiteta sa njihovim atributima/svojstvima predstavlja osnovu za merenje i kvantifikaciju u daljim fazama procene rizika. Određivanje ekološke značajnosti u određenim slučajevima zahteva profesionalnu evaluaciju koja se bazira na specifičnim informacijama, do kojih se nekad dolazi isključivo prikupljanjem na samom lokalitetu, a nekada istraživanjima i daljim ispitivanjima (US EPA, 2016).

Ekološka značajnost se odnosi na (US EPA, 2016):

- Prirodu i intenzitet efekata,
- Prostornu i vremensku skalu efekata,
- Mogućnost oporavka,
- Nivo organizacije koji je potencijalno ugrožen,
- Ulogu entiteta u ekosistemu.

Ono što dodatno usložnjava proces formulacije problema jeste činjenica da je vrlo retko jednoznačno jasno koje komponente ekosistema su najkritičnije po funkcionisanje ekosistema u celosti ili nekog njegovog dela. Najčešće razilaženje u viđenju značaja različitih entiteta nastaje između javnosti i stručnjaka, što dodatno otežava proces sprovođenja mera zaštite entiteta i ukupne prezervacije ekosistema.

Naredna tri principa služe za klasifikaciju odabira ekoloških entiteta (US EPA, 2016):

- Ekološka relevantnost.

- Osetljivost prema poznatim ili potencijalnim stresorima.
- Relevantnost za postizanje zadatih ciljeva.

Klasifikacijom odabira ekoloških entiteta postiže se cilj koji se odnosi na pronalaženje ekoloških vrednosti koje su naučno nedvosmisleno potvrđene, a koje su istovremeno prepoznate kao značajne od strane ne samo procenitelja rizika, već i javnosti. Najčešće konsenzus po ovom pitanju ispunjavaju (US EPA, 2016):

- Ugrožene vrste ili delovi ekosistema.
- Komercijalno ili rekreativno bitne vrste.
- Ekosistemske funkcije ili usluge.
- Ekosistemske vrednosti.
- Očuvanje postojanja harizmatičnih vrsta (vrste koje tradicionalno nose pozitivnu konotaciju kod šire javnosti).

Kada se jednom utvrde granice sprovođenja procene rizika, prelazi se na razvoj konceptualnog modela, kako bi se došlo do njegove vizuelne prezentacije kroz kreiranje mapa i šema posmatranih odnosa između odabranih ekoloških entiteta i stresora kojima su oni potencijalno izloženi. Uz vizuelizaciju posmatranog problema, nužno je da se obezbedi i pisano objašnjenje i opis procesa koji su karakteristični za posmatrano pitanje rizika (US EPA, 2016).

Ovakvi, konceptualni modeli uključuju sledeća objašnjenja (US EPA, 2016):

- izvora,
- stresora,
- receptora,
- potencijalnog izlaganja stresorima,
- predviđenih efekata po ekološki entitet.

Iz navedenog se može zaključiti da je ovaj deo metodologije EPA blisko povezan sa komponentama standardnog upravljanja rizikom, konkretnije sa fazama komunikacije rizika i definisanja konteksta rizika.

### **1.1.2.3 Analiza**

Glavni cilj u fazi analize predstavlja prvenstveno obezbeđivanje baze informacija potrebnih za određivanje ili predviđanje odgovora na izlaganje ekoloških entiteta delovanju stresora. Analiza podrazumeva utvrđivanje biljnih i životinjskih vrsta kao i bilo kojih drugih činilaca ekosistema ili sistema koji su predmet procene/a, a koji su izloženi stresoru, kao i utvrđivanje stepena njihove izloženosti i da li je i koliko je verovatno da će taj nivo izloženosti dovesti do štetnih ekoloških efekata (US EPA, 2016).

Kvantifikacija ovih mera u fazi analize može da uključi (US EPA, 2016):

1. Pitanje hazarda (na primer odnos hemijske koncentracije kontaminacije i usvojene skale dozvoljenih nivoa) kako bi se došlo do kvantifikacije rizika.
2. Različite faktore kako bi se odredio nivo izlaganja stresorima (na primer hemijski zagađivač) odabrane biljne ili životinjske vrste ili nekog drugog činioca posmatranog sistema (receptora) kao što su:
  - veličina zahvaćenog područja delovanjem stresora: proporcija lokaliteta koju posmatrani činilac tipično koristi, a koja je zahvaćena delovanjem stresora, ili proporcija područja koju posmatrani činilac tipično koristi, a koja je potpala pod područje delovanja stresora;
  - racio unosa hrane: koliko hrane je konzumirano od strane posmatrane vrste (ako su posmatrani činiooci sistema vrste u toku određenog perioda vremena, tada je najčešće posmatrani period vremena jedan dan);
  - racio biološke akumulacije: proces pri kome se hemikalije unose od strane posmatrane biljne ili životinjske vrste ili direktno zagađuju delove ili faktore životne sredine (zemljište, vazduh, voda) ili se unose u organizme putem hrane koja ih sadrži;
  - biološka dostupnost: koliko lako posmatrana biljna ili životinjska vrsta može da bude izložena posmatranom zagađivaču iz životne sredine;
  - životna faza: odrastanje, zrelost...

Iako se faza analize EPA metodologije uglavnom fokusira na biološke činioce ekosistema odnosno ljude, biljne i životinjske vrste, ista metodologija važi i za atipične činioce ekosistema kao i druge vrste sistema od značaja za životnu sredinu, a samim tim i ekološki menadžment. Shodno tome predmet primene procene rizika u ovom slučaju može da bude bilo koji entitet koji može da se smatra sistemom.

#### **1.1.2.4 Karakterizacija rizika**

Cilj faze karakterizacije rizika predstavlja upotreba rezultata dobijenih u fazi analize rizika radi ocene rizika koji može da se desi ekološkim entitetima. Procenitelj opisuje rizik, naznačavajući ukupan stepen poverenja u dobijenu ocenu rizika, istovremeno sumirajući nesigurnosti i neizvesnosti i navodeći dokaze za sprovedenu ocenu rizika uz interpretaciju mogućih različitih ekoloških posledica i efekata (US EPA, 2016).

Prilikom ocene ekološkog rizika, faktori koji se uzimaju u obzir uključuju sledeća pitanja (US EPA, 2016):

- Da li je rizik akutan ili hroničan?
- Kolika je ozbiljnost potencijalnih efekata?
- Koliki je period vremena u kome se rizik pojavljuje?
- Da li se rizik odnosi na jednu ili više vrsta/činilaca?
- Na koliko organizama/činilaca sistema se rizik odnosi?

Pojedini pristupi koji se koriste radi dobijanja odgovara na ova pitanja, a radi razvijanja modela ocene rizika uključuju (US EPA, 2016):

- posmatranje terena,
- rangiranje kategorija rizika,
- procesne modele koji se oslanjaju delom ili u celosti na teoretsku aproksimaciju izloženosti rizicima i posledičnih efekata,
- poređenje podataka o izloženosti i efektima.

Valjanom karakterizacijom rizika se ističe obim procene, jasno izlažu rezultati, artikulišu glavne pretpostavke i nesigurnosti i neizvesnosti, identifikuju potencijalne alternativne interpretacije i razdvajaju naučni zaključci od onih ostalih (US EPA, 2016).

EPA pristup karakterizaciji rizika se zasniva na sprovođenju ove faze u proceni rizika na način koji je u skladu sa sledećim principima (US EPA, 2016):

- *Transparentnost*: karakterizacija rizika mora u potpunosti, eksplicitno i transparentno da objavi metode koje su korišćene prilikom sprovođenja procene rizika, kao i polazne pretpostavke, logiku, ekstrapolacije, neizvesnosti i snage i slabosti svih pojedinačnih koraka u proceni.
- *Jasnost*: rezultati procene rizika moraju da budu nedvosmisleno jasni svim potencijalnim korisnicima unutar i izvan procesa procene rizika. Pisana dokumenta moraju da budu koncizna sa razumljivim tabelarno predstavljenim podacima, grafovima i jednačinama. Ovaj deo se takođe podudara sa fazom komunikacije i savetovanja u procesu upravljanja rizikom.
- *Konzistentnost*: procena rizika mora da se sprovede i predstavi na način koji je u skladu sa EPA principima i u konzistentnosti sa ostalim karakterizacijama rizika sličnog obuhvata koje su pripremljene u okviru drugih programa EPA aktivnosti.
- *Razumnost*: procena rizika mora da se zasniva na čvrstim sudovima baziranim na metodama i pretpostavkama u skladu sa trenutnim stanjem u nauci te da bude predstavljena na način koji je sveobuhvatan, balansiran i informativan.

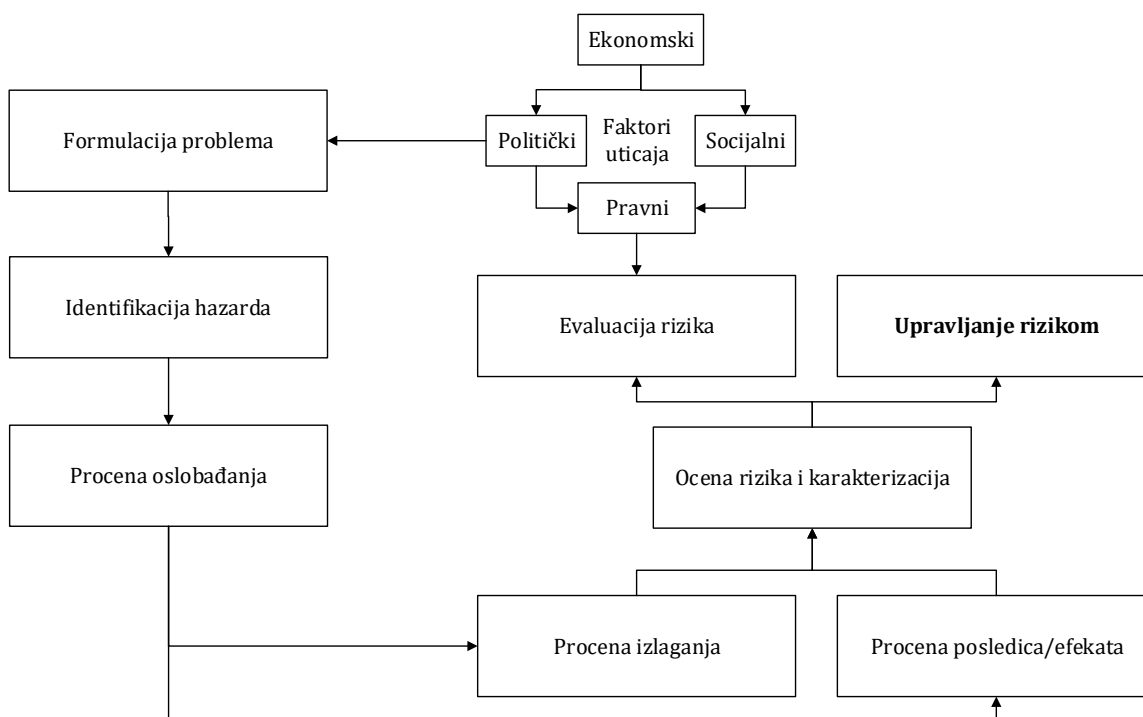
Kako bi se u proceni rizika postigli ovi navedeni principi, oni moraju da budu uzeti u obzir prilikom sprovođenja svake od faza procene koje prethode karakterizaciji rizika, a potom i u samoj fazi karakterizacije (US EPA, 2016).

## **1.2. Metodologija procene rizika po životnu sredinu**

Fairman i koautori (1998) definišu ključne elemente metodologije procene rizika po životnu sredinu koji uključuje sledeće korake:

1. Formulacija problema,
2. Identifikacija hazarda,
3. Procena oslobađanja,
4. Procena izlaganja,
5. Analiza posledica/efekata,
6. Ocena i karakterizacija rizika,
7. Evaluacija rizika.

Ova podela je bitna jer definiše pojmove ocena i evaluacija rizika koji se često mešaju sa pojmom procena rizika. Ocena i evaluacija rizika su svakako deo procene rizika, ali uključuju i dodatne elemente. Ocena rizika po Fairman i koautori (1998) predstavlja grubu procenu multiplikacije efekata posledica i učestalosti njihovog pojavljivanja, dok evaluacija rizika predstavlja balans koji se odnosi na spremnost sistema da podnese rizik po cenu nekih drugih benefita tog sistema. Ovakve evaluacije rizika su česte kada su u pitanju scenariji rizika koje je javnost spremna ili ne da podnese po kriterijumu neke druge korisnosti.



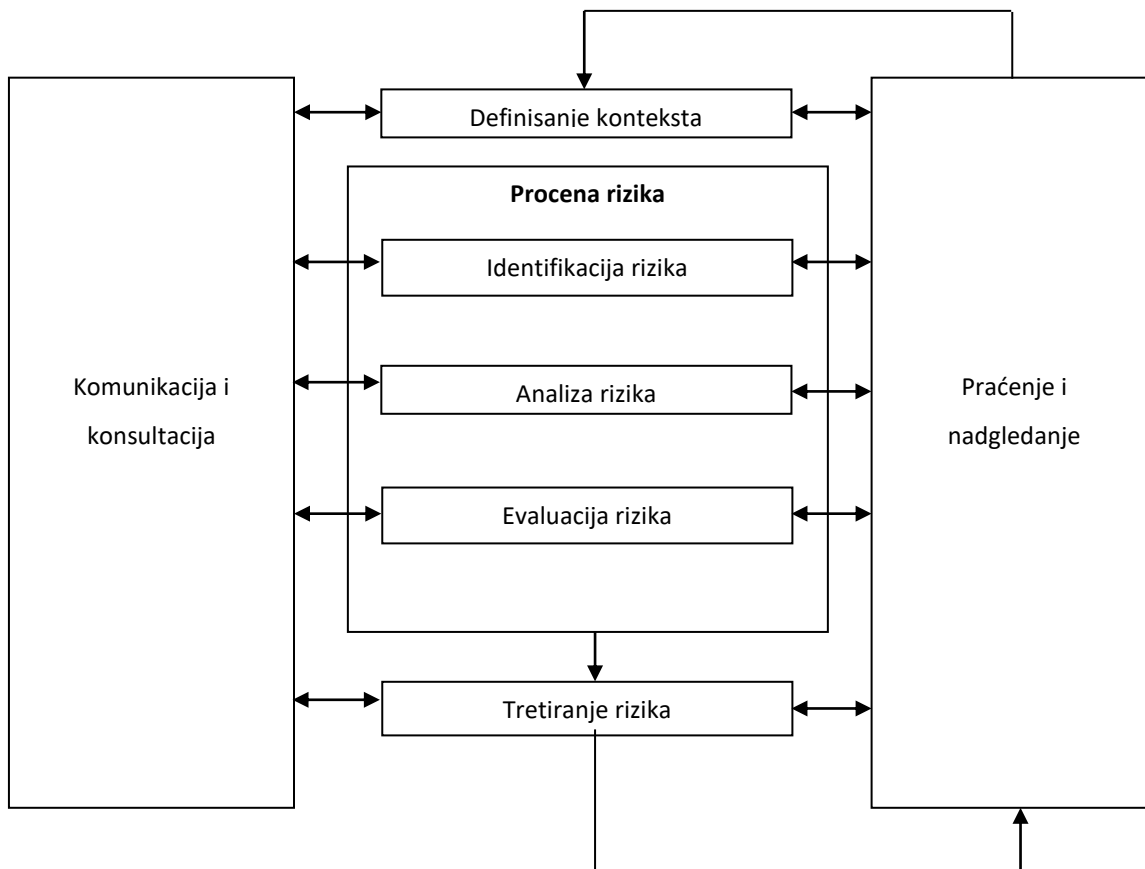
Slika 1.2. Proces procene rizika po životnu sredinu (Fairman et al., 1998, p. 35)

### 1.3. Metodologija procene rizika ISO 31000

Analizom standarda ISO 31000 – Pravila i smernice upravljanja rizikom, Internacionalne organizacije za standardizaciju (engl. *International Organization for Standardization* - ISO) zaključuje se da procena rizika predstavlja jednu od ključnih komponenti upravljanja rizikom. Kao ključne komponente upravljanja rizikom ISO definiše sledeće procese (ISO, 2009a; ISO, 2009b):

- Komunikacija i konsultacija.
- Definisane konteksta.
- Procena rizika.
- Tretiranje rizika.
- Praćenje i nadgledanje.





Slika 1.3. Proces upravljanja rizikom (ISO, 2009b, p. 11)

Ključne komponente upravljanja rizikom su (ISO, 2009b):

- *Proces komunikacije i konsultacija:* predviđa obaveštavanje ciljnih grupa javnosti koje su od značaja za predmet analize rizika kao i svi ostalih interesnih grupa. Potrebno je da se ove grupe blagovremeno obaveste i pripreme u vezi sa mogućnostima nastajanja rizika kako bi bile svesne potencijalnih opasnosti. Ovo zahteva i dalje koordinisane akcije.
- *Definisanje konteksta:* podrazumeva određivanje faktora od značaja za upravljanje rizikom i postavljanje kriterijuma za ostatak procesa upravljanja rizikom, kao i definisanje unutrašnjih i spoljnih faktora relevantnih za sistem koji je predmet analize.

- *Procena rizika*: čiji su sastavni elementi već navedeni, treba da odredi na kom sistemskom nivou će se sprovesti.
- *Proces tretiranja rizika*: podrazumeva da je nakon izvršene procene rizika cilj da se odabere jedna ili više komponenti rizika za koje se smatra da predstavljaju preveliku pretnju po sistem te da se utiče na smanjenje ili verovatnoće njihovog pojavljivanja ili ozbiljnosti efekata takvih komponenti.
- *Praćenje i nadgledanje*: podrazumeva kontrolu ustanovljenih faktora rizika, sistema i njegovih kontrola i barijera, odnosno slojeva zaštite u određenim vremenskim intervalima.

U ovom kontekstu procena rizika se sprovodi u cilju razumevanja rizika, njemu pripadajućih uzroka i posledica i učestalosti njihovog pojavljivanja. Dobro sprovedena procena rizika bi trebalo da obezbedi informacije radi donošenja odluka vezanih za sledeća pitanja (ISO, 2009a):

- Da li određena aktivnost treba da bude sprovedena?
- Kako maksimizirati mogućnosti?
- Da li rizik treba da se tretira?
- Odabir između opcija različitog nivoa rizika?
- Prioritizacija rizika?
- Odabir akcija koje bi dovele nivo rizika na podnošljiv nivo?

Pod *metodologijom procene rizika* se podrazumeva sistemski teorijski pristup fazama koje su navedene u standardu ISO 31010 kao ključni elementi procene rizika (ISO, 2009b):

- Identifikacija rizika.
- Analiza rizika – analiza posledica.
- Analiza rizika – kvalitativna, polukvalitativna ili kvantitativna evaluacija verovatnoće pojavljivanja neželjenog događaja.
- Analiza rizika – ocena efektivnosti postojećih mera kontrole.

- Analiza rizika – ocena nivoa rizika.
- Evaluacija rizika.

Na ovaj način se predstavlja najopštiji oblik metodologije procene rizika koja je poslužila za stvaranje drugih sličnih metodologija koje su se razvijale za potrebe sprovođenja procene rizika u različitim naučnim disciplinama, kao i za potrebe proučavanja različitih sistema od interesa.

## **Prilog 2.**

### **2. PREGLED METODA I TEHNIKA PROCENE RIZIKA I NJIHOVA PRIMENA U EKOLOŠKOM MENADŽMENTU**

U ovom poglavlju biće predstavljen detaljan pregled upotreba metoda za procenu rizika i njihova upotreba u ekološkom menadžmentu.

#### **2.1. Primena metoda i tehnika procene rizika**

Prva klasifikacija metoda i tehnika procene rizika ukazuje kako se metode i tehnike primenjuju u svakoj od faza procene rizika. Za svaku od faza u procesu procene rizika navedenih u prethodnom poglavlju se metode i tehnike ocenjuju kroz tri nivoa primenljivosti: izuzetno primenljive, primenljive i neprimenljive. Ovakvo stanovište vezano za primenu navedenih metoda i tehnika se odnosi na njihove standardne načine primena. No, neke od njih koje početno nisu predviđene kao na primer za primenu u pojedinim fazama procene rizika, mogu da se primenjuju i u okviru takvih faza, ali uz određene korekcije i kombinovanje sa drugim metodama i tehnikama.

Svaka metoda i tehnika se opisuje u pogledu mogućnosti njene primene koja zavisi od (ISO, 2009b):

- Kompleksnosti problema i metoda i tehnika potrebnih za njihovu analizu.
- Prirode i stepena neizvesnosti procene rizika zasnovanog na količini dostupnih informacija i potrebama zadovoljenja ciljeva.
- Nivoa resursa koji su potrebni u pogledu vremena, zatim nivoa ekspertize, potrebnih podataka i troškova.
- Mogućnosti metode i tehnike da obezbedi kvantitativni izlaz.

Primeri metoda i tehnika procene rizika koji se navode po mogućnostima njihove primene u različitim fazama procene rizika su dati u sledećoj tabeli.

**Tabela 2-1. Mogućnosti primene metoda i tehnika standarda ISO 31010 u različitim fazama procene rizika (ISO, 2009b, p. 22)**

Metoda	Proces procene rizika				
	Identifikacija rizika	Analiza rizika			Evaluacija rizika
		Posledice	Verovatnoća	Nivo rizika	
Brainstorming	IP <sub>1)</sub>	NP <sub>2)</sub>	NP	NP	NP
Strukturirani i polustrukturirani intervju	IP	NP	NP	NP	NP
Delfi tehnika	IP	NP	NP	NP	NP
Čekliste	IP	NP	NP	NP	NP
Preliminarna analiza hazarda (PHA)	IP	NP	NP	NP	NP
Studija hazarda i operabilnosti (HAZOP)	IP	IP	P <sub>3)</sub>	P	P
Analiza hazarda i kontrolnih tačaka (HACCP)	IP	IP	NP	NP	IP
Procena toksičnosti	IP	IP	IP	IP	IP
Strukturirana „šta ako” tehnika (SWIFT)	IP	IP	IP	IP	IP
Analiza scenarija	IP	IP	P	P	P
Analiza uticaja na poslovanje (BIA)	P	IP	P	P	P
Analiza primarnih uzroka (RCA)	NP	IP	IP	IP	IP
Analiza načina i efekata otkaza (FMEA, FMECA)	IP	IP	IP	IP	IP
Analiza stabla neispravnosti (FTA)	P	NP	IP	P	P
Analiza stabla događaja (ETA)	P	IP	P	P	NP
Analiza uzroka i posledica	P	IP	IP	P	P
Analiza uzroka i efekata	IP	IP	NP	NP	NP
Analiza slojeva zaštite (LOPA)	P	IP	P	P	NP
Analiza stabla odlučivanja	NP	IP	IP	P	P
Procena ljudske pouzdanosti (HRA)	IP	IP	IP	IP	P
Leptir mašna analiza	NP	P	IP	IP	P
Održavanje usmereno na pouzdanost	IP	IP	IP	IP	IP
Analiza skrivenih (latentnih) hazarda (SA)	P	NP	NP	NP	NP
Markovljeva analiza	P	IP	NP	NP	NP
Monte Carlo simulacija	NP	NP	NP	NP	IP
Bajesova statistika i Bajesove mreže	NP	IP	NP	NP	IP

FN krive	P	IP	IP	P	IP
Indeksi rizika	P	IP	IP	P	IP
Matrica posledica i verovatnoća	IP	IP	IP	IP	P
Cost benefit analiza (CBA)	P	IP	P	P	P
Višekriterijumsko odlučivanje (MCDA)	P	IP	P	IP	P
1) IP – izuzetno primenljivo 2) P - primenljivo 3) NP - nije primenljivo					

Već je navedeno da standard ISO 31010 obuhvata i objašnjava prednosti i nedostatke primene različitih metoda i tehnika za procenu rizika u rešavanju širokog spektra problema vezanih za procenu rizika. Dodatno, ovaj standard izdvaja 31 metodu i tehniku na nivou klasifikacije različitih mogućnosti njihove primene kao one koje se najčešće koriste. Sledeća lista metoda i tehnika nikako ne predstavlja konačnu listu, već samo izvod metoda i tehnika koje imaju najširu i najčešću primenu, a istovremeno predstavljaju i osnovu od koje su nastale mnoge druge metode i tehnike koje koriste isti ili sličan pristup u proceni rizika. Ta lista obuhvata metode i tehnike koje mogu da se svrstaju u četiri kategorije:

- Opšte metode i tehnike procene rizika:
  1. Brainstorming (engl. *brainstorming*).
  2. Strukturirani i polustrukturirani intervju (engl. *structured and semi-structured interview*).
  3. Delfi tehnika (engl. *Delphi technique*).
  4. Procena toksičnosti (engl. *toxicity assessment*).
  5. Procena ljudske pouzdanosti (engl. *human reliability assessment* - HRA).
  6. Leptir mašna analiza (engl. *bow tie analysis*).
  7. Održavanje usmereno na pouzdanost (engl. *reliability centred maintenance*).
  8. Analiza skrivenih (latentnih) hazarda (engl. *sneak analysis* - SA i *sneak circuit analysis* - SCI).
  9. Markovljeva analiza (engl. *Markov analysis*).
  10. Monte Carlo simulacija (engl. *Monte Carlo simulation*).

11. Bajesova statistika i Bajesove mreže (engl. *Bayesian statistics and Bayes Nets*).
  12. FN krive (engl. *FN curves*).
  13. Indeksi rizika (engl. *risk indices*).
  14. Matrica posledica i verovatnoća (engl. *consequence/probability matrix*).
  15. Cost benefit analiza (engl. *cost/benefit analysis - CBA*).
  16. Višekriterijumsko odlučivanje (engl. *multi-criteria decision analysis - MCDA*).
  17. Analiza uzroka i posledica (engl. *cause-consequence analysis*).
  18. Analiza uzroka i efekata (engl. *cause-and-effect analysis*).
- Metode i tehnike procene rizika orijentisane na uzroke:
    1. Analiza primarnih uzroka (engl. *root cause analysis - RCA*).
    2. Analiza stabla neispravnosti (engl. *fault tree analysis - FTA*).
    3. Analiza slojeva zaštite (engl. *layers of protection analysis - LOPA*).
    4. Čekliste (engl. *check-lists*).
  - Metode i tehnike procene rizika orijentisane na posledice:
    1. „Šta ako” tehnika (engl. *structured “What-if” Technique - SWIFT*).
    2. Analiza scenarija (engl. *scenario analysis*).
    3. Analiza uticaja na poslovanje (engl. *business impact analysis - BIA*).
    4. Analiza stabla događaja (engl. *event tree analysis - ETA*).
    5. Analiza stabla odlučivanja (engl. *decision tree analysis*).
  - Metode i tehnike procene rizika orijentisane na poređenje rizika:
    1. Preliminarna analiza hazarda (engl. *preliminary hazard analysis - PHA*).
    2. Studija hazarda i operabilnosti (engl. *hazard and operability study - HAZOP*).
    3. Analiza hazarda i kontrolnih tačaka (engl. *hazard analysis and critical control points - HACCP*).
    4. Analiza načina i efekata otkaza (engl. *failure modes and effects analysis (FMEA, FMECA)*).

## **2.2. Pregled primena metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu**

U narednom delu rada dat je pregled metoda i tehnika za procenu rizika koje su obuhvaćene standardom ISO 31010, a primenjuju se u ekološkom menadžmentu. Metode i tehnike su birane tako da se dobije što veći uvid u širinu njihove upotrebe u identifikaciji, analizi i evaluaciji rizika u ekološkom menadžmentu.

### **2.2.1 Primena opštih metoda i tehnika procene rizika u ekološkom menadžmentu**

#### ***Brainstorming***

Brainstorming metoda uključuje, kroz adekvatnu motivaciju i podsticaj, komunikaciju i konverzaciju grupe obrazovanih ljudi (Osborn, 1953). Često se ovaj termin koristi prilično široko pa se pod njim danas podrazumeva skoro bilo kakav tip grupne diskusije. Ipak, brainstorming kao metoda podrazumeva grupu čiji članovi jedni druge podstiču na kreativne ideje svojim doprinosom u diskusiji. Ideja se temelji na verovanju da grupa ljudi različitih ekspertskih profila generiše produktivnija i efikasnija rešenja u poređenju sa idejama i rešenjima do kojih bi isti eksperti došli individualnim radom. Sama ova ideja se dovodi u pitanje u naučnim publikacijama i zaključuje se da produktivnost grupe zavisi od tipova ličnosti koji se nalaze u takvoj grupi (Diehl & Stroebe, 1991). Da bi se ova metoda sprovela valjano, potrebno je adekvatno motivisati članove grupe na samom startu, a zatim i adekvatno usmeravanje grupe ka željenim oblastima koje treba pokriti samim brainstormingom kako bi dobili optimalne rezultate. Kada je u pitanju analiza rizika, takva odabrana grupa bi trebalo da ima zadatak da otkrije i identifikuje sve potencijalne načine (oblike) otkaza i povezane pretnje, rizike, kriterijume za donošenje odluka i načine tretmana otkaza.



Osborn (1953), postavlja četiri pravila koja podstiču generisanje ideja u okviru brainstorming sesija:

1. Fokusiranje na kvantitet ideja (radi podsticanja divergentnog razmišljanja).
2. Eliminisanje kritičizma i osuđivanja ideja.
3. Ohrabrivanje „neobičnih ideja“.
4. Kombinovanje i unapređivanje ideja.

Postoje različiti modeli sprovođenja brainstorminga, a ono što se može izdvojiti kao zajedničko jeste da se u svim modelima nakon inicijalnog anonimnog predlaganja ideja u okviru grupe, vrši glasanje svih učesnika diskusije radi odabira nekolicine ideja koje će se dalje nadograđivati kako bi se došlo do najboljeg rešenja i kako bi se odbacile ideje koje grupa smatra da neće dati odgovarajuće rezultate. Dodatno, često se prilikom kreiranja grupa i selekcije učesnika koji će učestvovati u brainstormingu (pored iskusnih eksperata za datu oblast) biraju i osobe sa manje iskustva. Osobe sa manje iskustva mogu podstaći originalne ideje, koje nakon nadogradnje od iskusnijih članova, budu baš one ideje koje na kraju daju najbolja rešenja datog problema.

Brainstorming se inicijalno smatra metodom za identifikaciju potencijalnih rizika. Identifikacija ovih rizika u velikom delu zavisi i od mašte eksperata koji su uključeni u sam proces brainstorminga, a ujedno se kreativnost eksperata i njihova mogućnost imaginacije može smatrati i potencijalnim ograničenjem upotrebe ove metode, jer pogrešne inicijalne direkcije i pravci razmišljanja mogu odvesti grupu u pogrešnom smeru prilikom identifikacije potencijalnih rizika.

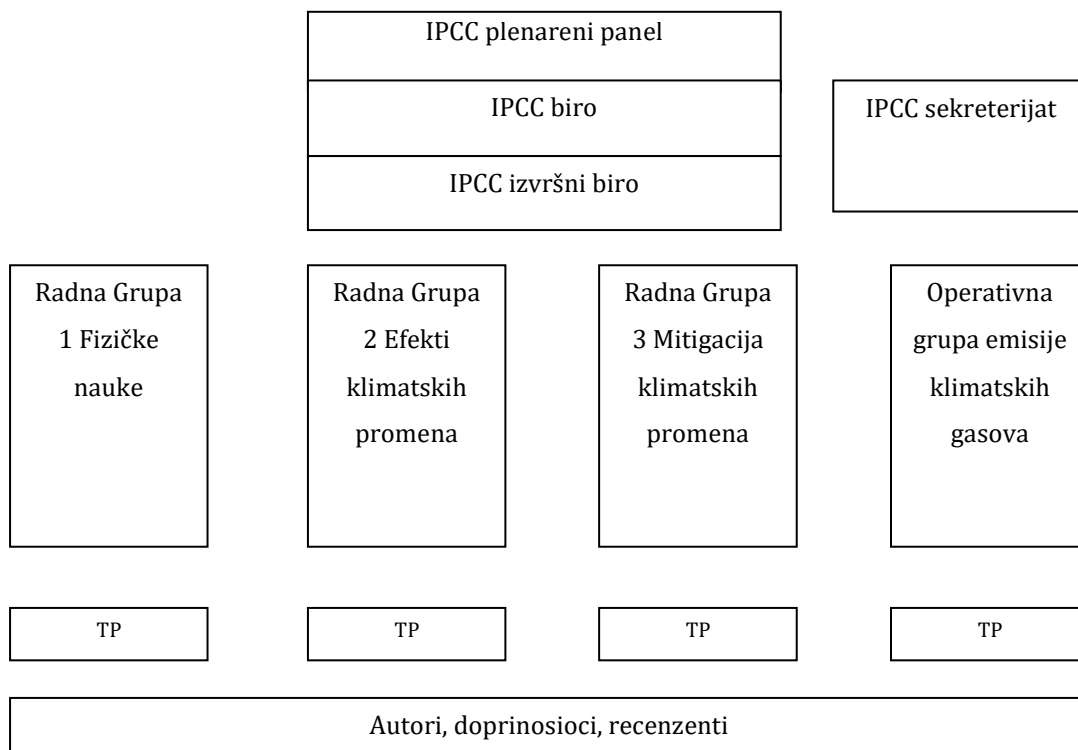
Prilikom sprovođenja brainstorminga mora se voditi računa o produktivnosti samih sesija i uzajamnom uticaju članova grupe eksperata. Iako je poželjno preovlađivanje određenih ideja nad drugima kako bi se došlo do željenih rezultata, treba voditi računa da su ideje koje su preovlađujuće zaista i visokog kvaliteta, i da nisu

preovlađujuće kao rezultat socijalnog uticaja koji njihov predlagač ima na ostatak članova ekspertske grupe.

U kombinaciji sa drugim metodama brainstorming može da preraste i u metodu za procenu rizika, ali samostalno je njegova upotreba rezervisana samo za identifikaciju rizika.

Kada je u pitanju ekologija i zaštita životne sredine, možda najbolji primer primene brainstorminga kao metode generisanja ideja za identifikaciju ekoloških rizika i sprečavanje negativnih ekoloških efekata predstavlja Međuvladin panel o klimatskim promenama - IPCC. IPCC je vodeće internacionalno telo za procenu klimatskih promena. Osnovano je od strane programa Ujedinjenih nacija za životnu sredinu (engl. *United Nations Environment programme* - UNEP) i Svetske meteorološke organizacije (engl. *World Meteorological Organization* - WMO) 1988. godine radi predstavljanja jasne slike javnosti o stepenu progresije klimatskih promena i njegovom uticaju na životnu sredinu. IPCC je naučno telo pod nadzorom Ujedinjenih nacija, koje prikuplja globalne naučne, tehničke i socio-ekonomske podatke relevantne za razumevanje klimatskih promena (Agrawala, 1998). Trenutno je 195 zemalja članica Ujedinjenih nacija uključeno i u rad IPCC.

Rad IPCC se odvija kroz ekspertske grupe posvećene različitim oblastima. Postoje tri radne grupe i jedna operativna grupa potpomognute jedinicama tehničke podrške (TP). Ove radne grupe, pa i operativna grupa, se mogu posmatrati kao brainstorming grupe koje imaju za cilj generisanje ideja radi sprečavanja ekoloških problema. I u radu ovih grupa se sam brainstorming često upotrebljava. Sam značaj brainstorminga u identifikaciji i proceni ekološkog rizika kada je u pitanju rad radnih grupa ističe i IPCC u svojim izveštajima (Pachauri et al., 2014).



**Slika 2.1. IPCC organizaciona struktura radnih grupa (adaptirano prema IPCC, 2015)**

Naravno, ovo nije jedini primer brainstorminga u ekološkom menadžmentu. Najveći deo ekspertskih grupa koje se sastaju oko problema i ekoloških kriza najčešće bez obzira koja se metodologija finalno koristi za rešavanje posmatranog problema ipak počinju inicijalno sa brainstormingom u nekom od svojih oblika.

U literaturi Stokols i koautori (2008) ističu važnost korišćenja brainstorming metode u multidisciplinarnim poljima poput ekologije. Adams (2004) predstavlja rezultate brainstorminga u industriji proizvodnje čađi i proizvoda na bazi čađi po zdravlje ljudi i po životnu sredinu. Bowsky (1996) se bavi istraživanjem u kome se brainstorming pokazuje kao efikasna metoda za smanjenje materijalnog i proizvodnog otpada u proizvodnom pogonu fabrike aluminijuma, gde se upotrebom ove metode dolazi i do efikasnih načina reciklaže.

### ***Strukturirani i polustrukturirani intervju***

Strukturirani intervju (takođe poznat kao standardizovani intervju) je metoda kvantitativnog istraživanja koja se obično koristi kod anketnog istraživanja, mada je sve češća i njegova upotreba kod kvalitativnih istraživanja (Patton, 1991; Kvale & Brinkman, 2008). Kod strukturiranog intervjuja sva pitanja se na identičan način i identičnim redosledom predstavljaju ispitanicima kako ne bi došlo do odstupanja od načina na koji mu ispitanici prilaze. Obično se ovakav vid intervjuisanja primenjuje kada postoji nemogućnost organizovanja brainstorming sesije pa se osobama koje bi trebalo da učestvuju u takvoj sesiji postavlja set pitanja zasebno. Dok strukturirani intervju ima rigidnu formu set pitanja koja ne dozvoljavaju ispitaniku da skrene sa teme, polustrukturirani intervju je otvoren, omogućavajući novim idejama da isplivaju kao rezultat onoga što ispitanik kaže. Polustrukturirani intervju se najčešće koristi kod kvalitativnih istraživanja.

Oba načina skupljanja podataka imaju svoje prednosti i mane. Kod strukturiranog intervjuja je problem rigidnost upitnika koja smanjuju prostor za nalaženje originalnih rešenja, dok je problem polustrukturiranih intervjuja različita interpretacija postavljenih pitanja pa se dolazi i do predloga koji prilično divergiraju od krajnjeg cilja (Louise Barriball & While, 1994).

Strukturirani i polustrukturirani intervjuji se upotrebljavaju na više načina u ekološkom menadžmentu. Jedna od češćih primena se odnosi na neposredno intervjuisanje na mestima ekoloških akcidenata gde se analizira percepcija javnosti o ekološkom riziku na datoj lokaciji (Baxter & Eyles, 1999; Bickerstaff & Walker, 2001; Wakefield, Elliott, Cole, & Eyles, 2001). Baxter i Eyles (1999) takođe naglašavaju značaj intervjuja na lokacijama sklonim ekološkim akcidentima kao vid prevencije ekoloških problema, imajući u vidu da informacije koje se dobiju od lokalnog stanovništva govore o tome kojih rizika nisu, a kojih jesu svesni. Ovim se dolazi do

informacija o potencijalnim ekološkim problemima na koje treba reagovati preventivno. Odnosno, dolazi se do informacija neophodnih za identifikaciju ekološkog rizika.

Intervjui se standardno upotrebljavaju kao i druge metode direktno ispitujući eksperte radi identifikacije potencijalnih rizika ili radi nalaženja rešenja u smislu korektivnih aktivnosti neophodnih za sprečavanje akcidenata ili remedijaciju posledica akcidenta.

Chalmers i Fabricius (2007) polustrukturiranim intervjuima lokalnog stanovništva Južnoafričkog regiona, Divlje obale, indirektno vrše identifikaciju rizika vezanog za promenu zemljišnih površina, a dodatno na ovaj način dolaze do podataka koji ekspertima obezbeđuju ulazne informacije za dalju analizu. Turner i koautori (2007) sprovode seriju polustrukturiranih i strukturiranih intevjua sa lokalnim ribarima i stanovnicima obalnih domaćinstava na Fidžiju o socioekonomskim posledicama izazvanim promenama u stanju ribljeg kapitala kao posledice degradacije životne sredine, čime se identifikuju rizici kako po morski ekosistem, tako i po ljude koji žive u ovom području. Calvet-Mir i koautori (2012) utvrđuju ovom metodom negativne i pozitivne kumulativne posledice kućnih baštenskih mikro ekosistema održavanih za potrebe hrane pojedinačnih domaćinstava, sprovodeći intervju sa uzgajivačima bašti u severoistočnim delovima Španije.

### ***Delfi tehnika***

Kada je inicijalno osmišljena, Delfi metoda je imala za cilj da ekspertima iz date oblasti posmatranog problema samostalno i anonimno da svoje viđenje problema i mogućnosti njegovog rešavanja imajući uvid u odgovore drugih učesnika ispitivanja kroz procese iteracije same metode.

Delfi tehnika je strukturirana tehnika komunikacije ili metod, prvobitno razvijena kao sistematski, interaktivni metod predviđanja koji se oslanja na panel stručnjaka iz date oblasti iz koje je posmatrani problem (Dalkey & Helmer, 1963; Brown, 1968; Sackman, 1974; Linstone & Turoff, 1975).

Delfi metoda je razvijena tokom Hladnog rata sa prevashodnom idejom da je to metoda predviđanja. Inicijalno je kreirana radi predviđanja uticaja razvoja tehnologije na tok rata. Tradicionalne metoda predviđanja, kao što su teorijski pristup, kvantitativni modeli, trend ekstrapolacije, zbog svojih nedostataka mahom vezanih za nedostatak naučnih informacija nisu bile odgovarajuće za primenu u ovom konkretnom slučaju. Kao odgovor na ove nedostatke, razvijen je Delfi metod kroz projekat RAND. Metod su kreirali Olaf Helmer i Norman Dalkei pedesetih godina prošlog veka (Dalkey & Helmer, 1963).

Delfi metod ima za cilj prikupljanje mišljenja stručnjaka kroz niz pažljivo osmišljenih upitnika istovremenim vršenjem diseminacije informacija i dobijanjem povratnih mišljenja kroz ponavljanje upitnika kako bi se uspostavila konvergencija mišljenja. Cilj je dobiti informisana mišljenja i intuitivne sudove o budućim događajima kako bi se obezbedilo predviđanje.

Delfi metoda se najčešće odvija kroz četiri faze, pri čemu broj faza varira od datog problema ispitivanja, ali ono što je sigurno je da se tehnika sprovodi u više od dve faze i da se nakon druge faze učesnicima daju povratne informacije o rezultatima upitnika. Prilikom pregleda literature, može se zaključiti da je najčešći broj rundi kroz koji se sprovodi Delfi četiri, ali se sve češće praktikuju primeri i sa dve do tri runde (Schmidt, 1997). Inače, sama metoda se može primeniti na gotovo sve probleme vezane za predviđanje budućnosti.

Faze koje najčešće nastaju prilikom sprovođenja Delfi metode su:

1. Određivanje grupe za sprovođenje istraživanja – ova grupa organizuje istraživanje, obrađuje i prezentuje rezultate istraživanja.
2. Identifikacija grupe eksperata koji će biti ispitivana.
3. Kreiranje upitnika – definisanje pitanja vezanih za odgovarajuću oblast predviđanja.
4. Prvi krug – dostavljaju se upitnici ispitanicima.
5. Inicijalno popunjavanje upitnika.
6. Ispunjeni upitnici se vraćaju grupi za koordinaciju radi statističke obrade rezultata.
7. Drugi krug – slanje novog upitnika na osnovu rezultata prvog kruga ispitivanja.
8. Ponavlja se postupak statističke obrade odgovora.
9. Ponovno slanje upitnika do dobijanja relevantnih rezultata.
10. Prezentacija rezultata.

Pitanja u Delfiju ne moraju biti samo ocene značajnosti određenih faktora u budućnosti za analizirani problem. To može biti i predikcija vremena potrebnog da se dođe do određene pojave u budućnosti. Da bi se Delfi primena smatrala kredibilnom, stopa odgovora koja se smatra poželjnom je 70% (Sumsion, 1998).

Pitanja koja se nalaze u Delfi upitniku najčešće se ocenjuju skalama značajnosti. Primer takve skale može biti: 1 = Veoma značajan 2 = Značajan 3 = Marginalno značajan 4 = Beznačajan 5 = Ima suprotni uticaj.

Delfi kao metoda analize rizika se može koristiti za identifikaciju potencijalnih rizika kada se upitnici šalju ekspertima tako da oni odgovore šta su potencijalni faktori koji će uticati u budućnosti na neku pojavu, a dodatno se govori o kvantifikaciji rizika kada se ekspertima šalje upitnik u kojem se od njih zahteva da daju ocenu verovatnoće pojavljivanja određenih faktora dok kada ocenjuju značajnost određenih faktora na

ispitivane pojave se govori o kvantifikaciji efekata koje određeni događaj sa sobom nosi. Originalno, Delfi je metoda ipak primarno korišćena za identifikaciju rizika.

Wilenius i Tirkkonen (1997) daju prikaz upotrebe Delfi tehnike kao alata za zajedničko ustanovljavanje najvećih pretnji izazvanih klimatskim promenama te za definisanje konkretnih odgovora u vidu politika koje bi Vlada Republike Finske trebalo da usvoji. Smil (1972) pokazuje prikaz upotrebe Delfi tehnike kao alata za identifikaciju rizika neefikasne upotrebe energetske resursa i posledica takve upotrebe za životnu sredinu, kao i prikaz očekivanih šansi u predviđanju inovacija u polju energetske efikasnosti za period od 50 godina. Green i koautori (1989) predstavljaju upotrebu Delfi tehnike radi identifikacije rizika po životnu sredinu daljim razvojem turizma, kao i za predviđanje negativnih ekoloških posledica po konkretan lokalitet turističke lokacije Bredford u Ujedinjenom Kraljevstvu. Petrovic i koautori (2017) koriste Delfi tehniku pri analizi stavova studenata master studija o indikatorima ekoloških performansi određenih EPI metodologijom i njenim rezultatima za Republiku Srbiju.

### ***Leptir mašna analiza***

Metoda leptir mašne (engl. *bow tie analysis*) predstavlja metodu koja je dobila svoje ime po obliku dijagrama koji se konstruiše tokom njenog sprovođenja. Sama metoda je koristan alat za povezivanje višestrukih uzroka preko neželjenog događaja do njihovih krajnjih ishoda. Dve su opšte prednosti korišćenja ove metode. Prva je vizuelni dijagram koji predstavlja lako shvatljiv problem analize koji predstavlja sumaciju akcidentnog scenarija koji nastaje oko konkretnog hazarda i drugo je što omogućava laku identifikaciju barijera ili slojeva zaštite na koje se sistem oslanja radi njihove prevencije ili umanjenja njihovih efekata kao ishoda, odnosno daje uvid u sistem kontrole na koje se sistem oslanja u konkretnim situacijama.



Na osnovu podataka koji su dostupni, prvo pominjanje same metode leptir mašne se vezuje za predavanja na Univerzitetu u Kvislendu na temu HAZAN-a (*Hazard Analysis*) i kraj 70-ih godina prošlog veka, ali teško je tvrditi sa sigurnošću kada tačno kreće njena upotreba. Katastrofa koja se dogodila na naftnoj platformi *Piper Alpha* 1988, na kojoj je nastradalo za svega 20 minuta 167 od prisutnih 229 osoba na platformi, je primorala naftnu industriju da ozbiljnije pristupi riziku i razumevanju hazarda koji sa sobom nosi konkretna industrija. Lord Cullen koji je pisao izveštaj vezan za ovu katastrofu navodi da postoji premalo razumevanja za uzročno-posledične povezanosti sekvence događaja koji vode do katastrofe i generalno hazarda i njima pripadajućim rizicima. Takođe se u izveštaju navodi i potreba za preuzimanjem kontrole nad ovim naizgled nepovezanim događajima, uslovima i stanjima i potrebe razvoja sistemskih alata za njihovo praćenje i kontrolu. Kao rezultat navedenog izveštaja, Royal Dutch / Shell Group usvaja metodu leptir mašne kao standard kompanije za analizu i upravljanje rizikom, definiše striktna pravila na osnovu ideje najbolje prakse. Poslednjih decenija upotreba ove metode svakako se preliiva i u druge industrije (Taylor & Israni, 2014).

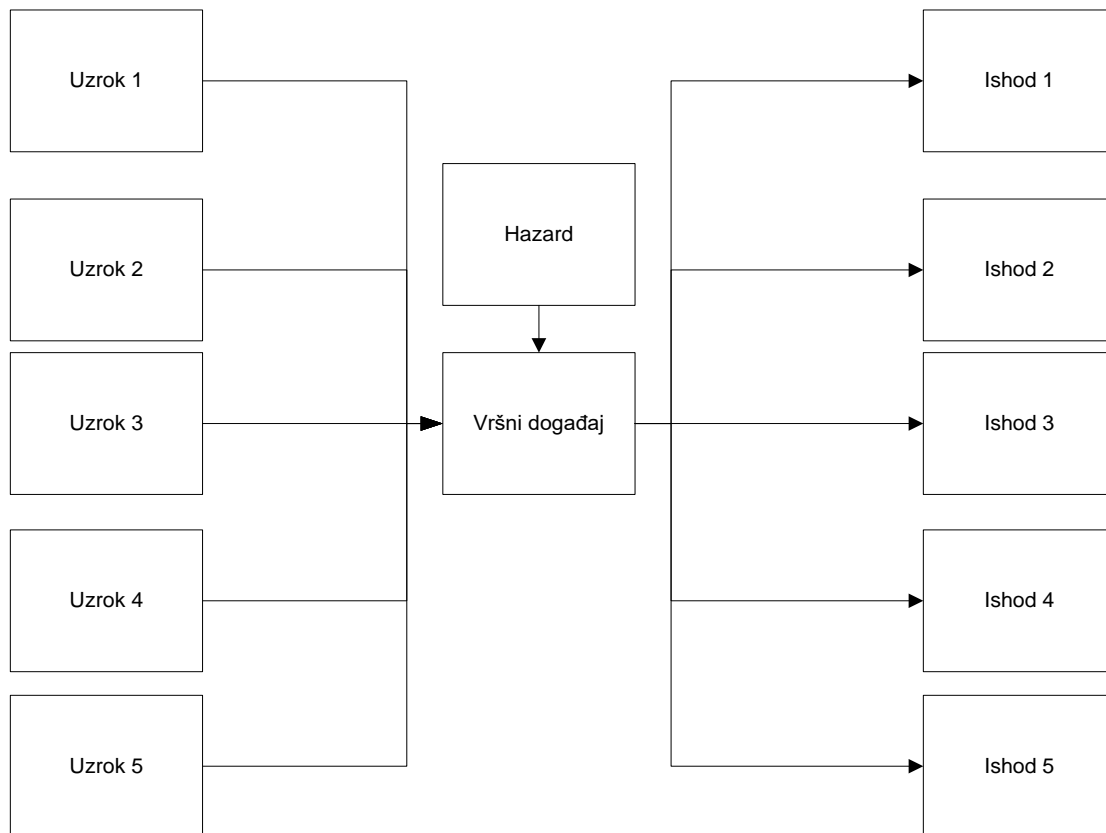
Metoda leptir mašne kombinuje induktivno/deduktivni metod identifikacije uzroka na jednoj strani i posledica na drugoj strani. Najjednostavnije, sama metoda podseća na kombinaciju metoda analize stabla neispravnosti i analiza stabla događaja, gde leva strana dijagrama mašne odgovara analizi stabla otkaza, dok desna strana odgovara metodi analizi stabla događaja.

Objekti koji čine dijagram u ovoj metodi su analogni drugim pomenutim metodama (Taylor & Israni, 2014):

- Osnovni hazard,
- Vršni događaj (koji je posledica osnovnog hazarda),
- Uzroci,
- Posledice/ishodi,

- Barijere/slojevi zaštite,
- Faktori eskalacije.

Faktori eskalacije su novi pojam koji se bavi manama/nedostacima barijera/slojeva zaštite, koja u ovoj metodi povećavaju preciznost analize i procena rizika kao i šanse za prevenciju otkaza navedenih barijera.

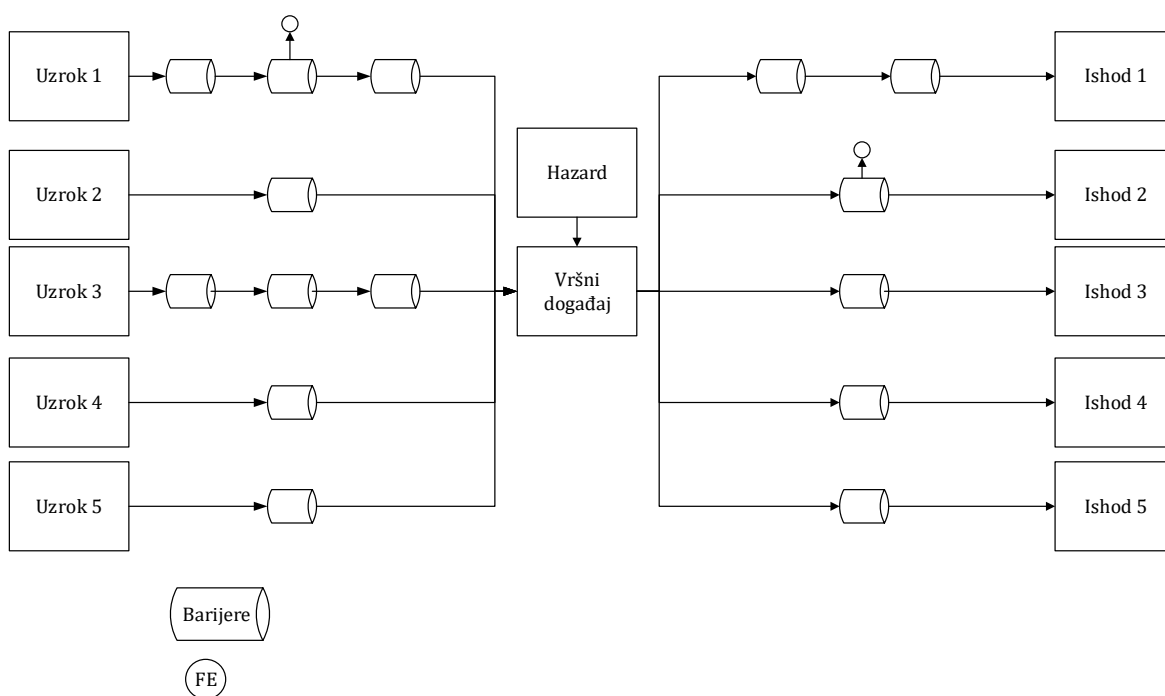


**Slika 2.2. Osnovni dijagram leptir mašna metode (adaptirano prema Taylor & Israni, 2014)**

Na najosnovnijem nivou, dijagram metode mašna analize izgleda kao na prethodnom grafiku. Osnovni nivo sadrži samo osnovne uzroke, ishode i vršni događaj. Osnovni dijagram najviše i služi za identifikaciju osnovnih uzroka i posledica glavnog događaja. Na sledećem nivou analize, na dijagram se dodaju barijere odnosno slojevi zaštite. Na

levoj strani dijagrama, barijere imaju preventivnu ulogu, odnosno predstavljaju kontrole sistema postavljene tako da spreče nastajanje vršnog događaja, zato se dodatno nazivaju i preventivne barijere, a na desnoj strani dijagrama se nalaze barijere koje su tu da umanje efekat nastajanja vršnog događaja, i odgovarajućih ishoda pa se još nazivaju reaktivne barijere. Sa stanovišta efikasnosti, značajnije su preventivne barijere jer imaju za cilj izbegavanje nastajanja vršnog događaja, ali dodatno činjenica je i da više štete nosi bavljenje sa posledicama i nalaženje kontrola koje će umanjiti njihov efekat nego uraditi prevenciju nastajanja inicijalne štete.

Konačno na dijagram se dodaju i faktori eskalacije koji predstavljaju mogućnost, odnosno razloge nefunkcionisanja navedenih barijera. Takav oblik opšteg dijagrama sa barijerama i odgovarajućim faktorima eskalacije je prikazan na sledećem grafiku:



**Slika 2.3. Dijagram leptir mašna metode sa barijerama i faktorima eskalacije (adaptirano prema Taylor & Israni, 2014)**

Shahriar i koautori (2012) koriste leptir mašna analizu za identifikaciju i kvalitativnu i kvantitativnu procenu ekoloških i ekonomskih posledica rizika kod gasovodnih i naftovodnih mreža. Pidgeon i koautori (2007) sprovode ovaj metod radi analize rizika povezanih sa sadnjom genetski modifikovanih useva i korišćenjem đubriva, kao i posledica po zemljište posmatranih lokaliteta u Ujedinjenom Kraljevstvu. Wilday i koautori (2011) koriste ovu metodu radi analize rizika po životnu sredinu povezanog sa novim praksama skladištenja ugljen-dioksida u Evropi.

### **2.2.2 Primena metoda i tehnika procene rizika orijentisanih na uzroke u ekološkom menadžmentu**

Metode i tehnike procene rizika orijentisane na uzroke se u analizi rizika koncentrišu na dobijanje odgovora o svim potencijalnim uzrocima koji mogu da dovedu do neželjenih ekoloških posledica.

#### ***Čekliste***

Čekliste takođe predstavljaju metodu identifikacije rizika. Čekliste se najčešće koriste da bi se minimizirali rizik i efekti otkaza koji nastaju u posmatranom procesu kao posledica nedostataka ljudskog pamćenja. Takođe, čekliste predstavljaju proveru stepena kontrole nad posmatranim procesima. Čekliste se formiraju uglavnom kao rezultat prethodnog iskustva sprovođenja određenog procesa, gde su se kroz iskustva stekli uvidi u potencijalne greške koje nastaju u tom procesu koje vode do neželjenog efekata otkaza. Nažalost, dobro formirane čekliste su najčešće rezultat ranijih grešaka.

Svoju upotrebu najčešće nalaze u proceduralnim poduhvatima gde je nužnost poštovanja redosleda operacija u procesu od dodatne važnosti. Na primer vrlo je jasan njihov doprinos u proceduri poletanja aviona, isplovljavanja broda ili lansiranja rakete Nacionalne aeronautičke i svemirske administracije Sjedinjenih Američkih Država

(Engl. *National Aeronautics and Space Administration* - NASA), gde je bitno i da je svaki korak u proceduri sproveden i da su svi koraci koji se izvode izvedeni u pravom trenutku. Bez obzira što se podrazumeva da su svi koji su angažovani u nekom procesu savršeno upoznati sa samim fazama procesa, prosto je nemoguće očekivati da svi u svim situacijama i bez greške u svakoj iteraciji samo na osnovu svog sećanja i sprovode zahtevane procedure. Odatle dodatna popularnost čeklista. Dodatno popularnost kvalitativnih istraživanja svakako je dodatnu upotrebnu vrednost donela i ovom metodu (Moher et al., 1995; Barbour, 2001).

Ono što možemo da zaključimo pregledom literature je da je u medicinskoj praksi i generalno u sektoru pružanja medicinskih usluga takođe zbog nužnosti praćenja procedure i sekvenci procesa pružanja zdravstvene nege ova metoda takođe našla značajno mesto (Cheney & Ramsdell, 1987; Hales et al., 2008; Ko et al., 2011).

Analiza literature pokazuje da čekliste imaju svoju primenu i kada je u pitanju životna sredina i ekološki menadžment. Posebno su korisne u slučajevima važnosti ispitivanja proceduralnosti određenog procesa. Najbolji primer ovoga jesu procedure koje se koriste prilikom faza upravljanja otpadom, čiju su upotrebu Ferreira i Teixeira (2010) pokazali primenom čeklista u upravljanju medicinskim otpadom na primeru Portugala. Takođe, ova je metoda korišćena i prilikom praćenja faza u procesu recikliranja kao što prikazuje istraživanje koje je sproveo Kasai (2004) na primeru čvrstog otpada u Japanu.

Pyšek i koautori (2004) pokazuju značaj korišćenja čeklisti kao načina identifikacije uticaja invazivnih biljnih vrsta na lokalni ekosistem. Lindenmayer i koautori (2008) objašnjavaju upotrebu čeklista kao metoda upravljanja pejzažima radi njihove konzervacije. Van Dam i koautori (1994) koriste čekliste sa ekološkim indikatorima radi identifikacije potencijalnih pretnji po sastav sveže vode i utvrđivanje granice tolerancije udela polutanata na primeru Holandije.

### ***Metoda primarnih uzroka***

Metoda primarnih uzroka (engl. *root cause analysis - RCA*) je metoda za identifikaciju glavnih uzroka nefunkcionisanja sistema ili uzroka koji dovode do neželjenih efekata i posledica. Glavnim uzrokom se smatra onaj uzrok čije uklanjanje iz sistema ima za posledicu nepojavljivanje neželjenog događaja. Inicijalno je razvijena 50-ih godina prošlog veka od strane NASA kao metod analize rizika i identifikacije uzroka potencijalnih neželjenih događaja prilikom lansiranja raketa (Wilson, 1993; Rooney & Heuvel, 2004; Freiling et al., 2005; Heuvel, 2005).

Ideja iza ove metode je da se često kada se traže uzročnici neželjenih događaja analitičari okrenu primarno vidljivim uzrocima, koji su samo približni uzroci, radije nego glavni uzroci. Ideja *root cause* analize je da postoje glavni, izvorni uzročnici neželjenih događaja koji su podupirući organizacioni uzroci, koji nisu lako vidljivi na prvi pogled. Ovi uzroci ako se ne adresiraju mogu u značajnijoj meri da doprinesu neželjenom ishodu, a ako se ne isprave mogu da nastave da dovode do sličnih negativnih ishoda.

Kada je u pitanju terminologija prilikom primene root cause analize, NASA razlikuje tri vrste uzoraka:

- Direktni uzrok,
- Posredni uzrok,
- Primarni uzrok.

Organizacione faktore u RCA čini bilo koja operaciona ili upravljačka struktura koja ima kontrolu nad sistemom u bilo kojoj fazi njegovog životnog ciklusa (razvoj koncepta, dizajn, proizvodnja, testiranje, održavanje, rad, odlaganje).

*Primarni uzrok* se definiše kao jedan od višestrukih faktora koji su doprineli stvaranju približnih uzroka, a posledično i do stvaranja neželjenog događaja, a čija eliminacija sprečava pojavljivanje neželjenog ishoda.

*Posredni uzrok* se definiše kao događaji ili uslovi koji su nastali ili postojali kao posledica primarnog uzroka, a koji slede kao preduslov direktnog uzroka, čija eliminacija ili korekcija može dovesti do sprečavanja nastajanja direktnog uzroka i/ili neželjenog ishoda.

*Direktni uzrok* se definiše kao događaji ili uslovi koji su nastali ili postojali neposredno pred pojavljivanje neželjenog ishoda čija eliminacija ili korekcija sprečava nastajanje neželjenog ishoda.

Strukturirana evaluaciona metoda identifikuje izvorne uzroke neželjenih ishoda i odgovarajuće akcije za sprečavanje ponavljanja neželjenih ishoda. Sa RCA se nastavlja dok se organizacioni faktori ne identifikuju ili kada dalji nivo dekompozicije nije moguć zbog nedostataka podataka. RCA ima za cilj da odgovore: šta, kako i zašto se desilo (NASA, 2003).

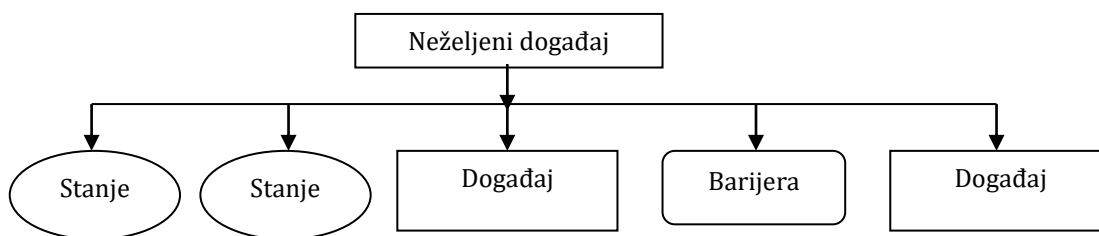
Koraci u RCA podrazumevaju (NASA, 2003):

- Jasno definisanje neželjenih ishoda,
- Prikupljanje podataka i kreiranje liste svih potencijalnih uzroka,
- Kreiranje stabla događaja i uzročnih faktora,
- Postavljanje pitanja „zašto?“ radi identifikacije primarnih uzroka,
- Proveru logike radi eliminacije faktora koji ne predstavljaju uzročnike,
- Generisanje rešenja koji rešavaju kako direktne, tako i primarne uzroke.

Kada se govori o prikupljanju podataka potrebnih za izvođenje RCA, potrebno je dati odgovore na sledeća pitanja (NASA, 2003):

- Identifikacija faktora koji okružuju neželjeni događaj.
- Kada je nastao neželjeni događaj?
- Gde je nastao?
- Koja stanja i okolnosti su bila prisutna kada je nastao?
- Koje mere kontrole i barijere su mogle da spreče neželjeni događaj, a nisu?
- Koji su svi potencijalni uzroci?
- Koje akcije mogu da spreče ponovno pojavljivanje?

Nakon prikupljanja navedenih podataka kreira se stablo događaja i uzročnih faktora koje ima sledeći oblik prikazan na dijagramu:



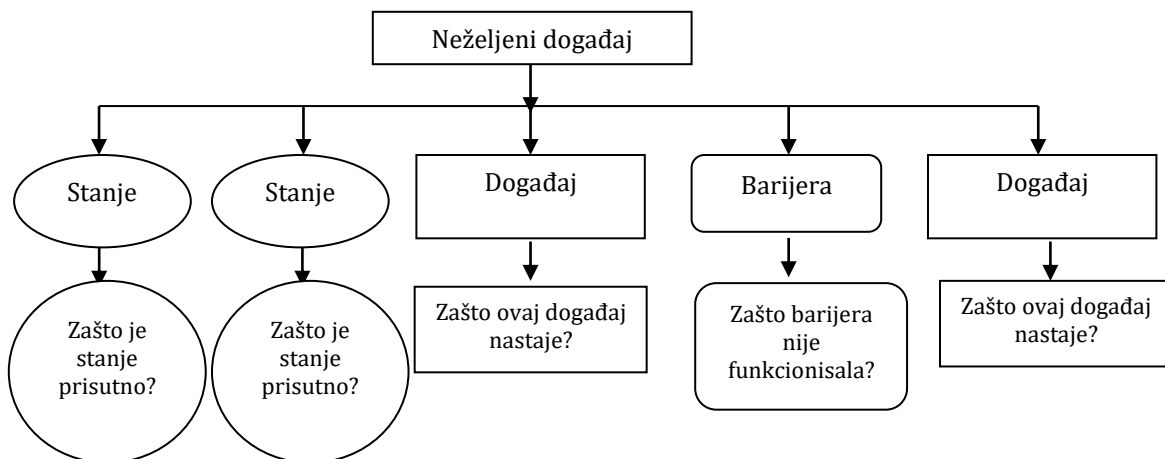
**Slika 2.4. Dijagram stabla u metodi primarnih uzroka (adaptirano prema NASA, 2003)**

Na dijagramu stabla događaja i uzroka razlikuju se tri vrste objekata:

- Događaj pojava u realnom vremenu koja opisuje jednu konkretnu akciju, grešku, otkaz (udar struje, eksplozija...),
- Stanje predstavlja situaciju zatečenih uslova u trenutku nastanka događaja koja može i ne mora biti rezultat događaja koja može imati bezbednosni, zdravstveni, kvalitativni ili ekološki efekat,
- Barijera predstavlja fizički uređaj ili administrativnu kontrolu koja može da svede rizik pojavljivanja neželjenog događaja na prihvatljivu meru.

Dalje se kreira drugi nivo dekompozicije stabla događaja i uzroka postavljanjem drugog kruga pitanja vezanih za neželjeni događaj.

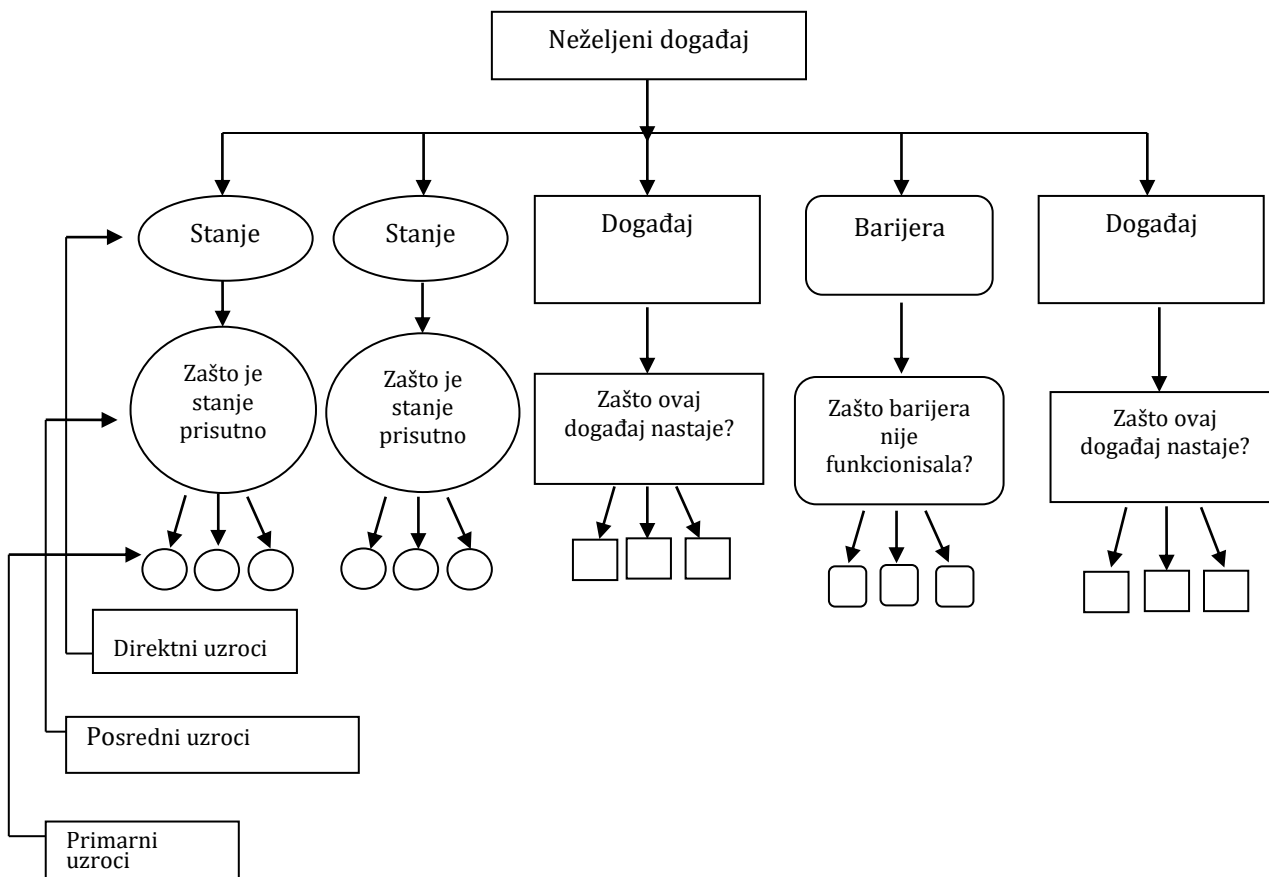




**Slika 2.5. Dijagram metode primarnih uzroka na drugom nivou dekompozicije (adaptirano prema NASA, 2003)**

Na kraju ove iteracije postavljanja pitanja, kreće sledeća iteracija postavljanja pitanja, sve dok se ne dođe do uzroka koji nisu organizacionog karaktera, odnosno dok se ne dođe do faktora nad kojima organizacija više nema kontrolu i koji ne zavise od uticaja organizacione strukture već od spoljnih uticaja. Poslednji nivo dekompozicije u kom nema faktora spoljnog uticaja je nivo na kome se nalaze glavni uzroci neželjenog događaja.

U zavisnosti do kog nivoa dekompozicije problema se primenom RCA metode dolazi, kreirani dijagrami nekada se mogu sastojati samo od neželjenog događaja, direktnih odnosno neposrednih uzroka i primarnih uzroka, odnosno bez posrednih uzroka. To zavisi i od kompleksnosti posmatranog problema, ali nekada i od samih sredstava potrebnih za dobijanje podataka potrebnih za dalju analizu. U valjano sprovedenoj RCA metodi, najčešće se dolazi do razvoja dijagrama koji se sastoji od više nivoa, ne samo direktnih i primarnih uzroka, već i više slojeva posrednih uzroka.



**Slika 2.6. Finalni oblik dijagram metode primarnih uzroka (adaptirano prema NASA, 2003)**

Takođe, prilikom primene RCA može se primenjivati dijagram vremenskih sekvenci koji stavlja događaje i uzroke na vremensku liniju koja vodi ka neželjenom događaju. U različitim primenama različiti autori koriste drugačija obeležja objekata prilikom kreiranja dijagrama mape RCA dok princip naravno ostaje isti u pronalaženju izvornih uzroka (DOE, 1992).

Kada je u pitanju RCA metoda i problem zaštite životne sredine, pregledom literature, nalazi se široko polje njene primene. Tako Kum i Sahin (2015) primenjuju RCA na analizu pomorskih nezgoda nastalih u periodu od skoro 20 godina u artičkom regionu kao posledica klimatskih promena koje su rezultirale topljenjem glečera i lednika. Citirik (2014) sprovodi RCA metodu za analizu uzroka otkaza rada termoelektrana

koje primarno koriste uglj, a gde između ostalog dolazi i do neželjenog efekta ispuštanja gasova sa efektom staklene bašte usled neadekvatnog sagorevanja uglja. Guerin (2014) primenjuje RCA u pronalaženju glavnih uzroka ispuštanja štetnih materija u životnu sredinu prouzrokovanih različitim proizvodnim postrojenjima. Jayswal i koautori (2011) sprovode RCA metodu radi kreiranja proizvodnih procesa u hemijskoj i energetske industriji koji uzimaju u obzir faktore održivog razvoja. Mena i koautori (2011) koriste RCA metodu radi uočavanja glavnih razloga generisanja otpada u lancu snabdevanja prehrambenim proizvodima od dobavljača do maloprodajnih objekata u Španiji i Ujedinjenom Kraljevstvu.

Može se zaključiti da je primena RCA metoda, u bilo kom od oblika, naučno potvrđena i da je primenljiva u analizi uzroka rizika.

### ***Analiza stabla neispravnosti***

Analiza stabla neispravnosti (ASN) (engl. *fault tree analysis – FTA*) je deduktivna metoda analize neželjenih događaja i otkaza koja koristi Bulovu logiku za određivanje kombinacije događaja nižeg ranga koji, ako se dogode istovremeno, vode od događaja na vrhu stabla odnosno od vršnog događaja. ASN se uglavnom koristi u analizi pouzdanosti i rizika i analizi sigurnosti i bezbednosti. Koristi se radi upoznavanja sa načinima otkaza i procene njihovog pojavljivanja.

Analiza se sprovodi tako što se odredi način na koji se prouzrokuje individualni ili kombinovani efekat otkaza ili događaja nižeg nivoa. Uzroci vršnog događaja su povezani kroz logička kola koja najčešće pokazuju uzajamnu povezanost i uzajamnu isključivost događaja. Treba naglasiti da ASN predstavlja najčešće korišćenu tehniku analize uzroka u studijama rizika i pouzdanosti.

Stablo neispravnosti daje jasan uvid u posmatrani problem, koji relativno lako vodi razumevanju i načinu otklona neispravnosti sistema. Dodatno, ovako postavljena logička veza između neželjenog događaja i njegovih uzroka se može nadograditi i kvantitativnim izražavanjem mogućnosti nastajanja pojedinačnih uzročnih događaja i samim tim verovatnoćom pojavljivanja vršnog neželjenog događaja.

Da bi se razumeo način sprovođenja ASN metode moraju prvo da se definišu dva termina. Termin otkaz (engl. *failure*) se definiše kao otkaz funkcionisanja sistema ili nekih njegovih sastavnih delova. Prestanak rada ili kvar funkcije se obično izražava kroz odstupanje od planirane odnosno očekivane namene. Kada se govori o opremi u proizvodnom procesu, najčešće se pod otkazom smatra fizičko oštećenje koje dovodi do odstupanja od načina rada predviđeno dizajnom sistema, ali to odstupanje može da bude i u najširem smislu, u slučaju da posmatramo društveni sistem, odstupanje od planiranog ponašanja ljudi. Ovde je bitno naznačiti da postoje različiti nivoi odnosno stepeni odstupanja koji dovode do otkaza. Postoje odstupanja koja su manja ili veća u posmatranom nivou udaljenosti od ispunjenja planirane funkcije. Otkazi mogu biti veći ili manji u svom kvalitativnom smislu, a gledano i vremenski mogu biti periodični, stalni ili uzročno povezani javljanjem nekih drugih pojava. Što znači da se i stepeni odstupanja određuju tom kvalitativnom i vremenskom komponentom.

Neispravnost (engl. *fault*) predstavlja neželjeno stanje sistema ili podsistema. Ovde je bitno naglasiti da svaki otkaz sistema dovodi do neispravnosti, ali da i svaka neispravnost ne dovodi do otkaza.

ASN je inicijalno razvijena od strane *Bell Telephone Laboratories* 1962. godine, a tehniku je usavršila kompanija *Boeing*.

Glavni koraci ASN metode su (Ericson, 2005):

- Definicija sistema,
- Definisane vršnog događaja (potencijalni akcident),
- Definisane graničnih uslova,
- Kreiranje stabla neispravnosti,
- Identifikacija minimalnih preseka,
- Kvalitativna analiza stabla neispravnosti,
- Validacija stabla neispravnosti,
- Izveštavanje rezultata.

ASN kvantifikacija stabla neispravnosti generiše tri mere prihvatljivosti rizika:

1. Verovatnoću pojavljivanja neželjenog događaja.
2. Verovatnoću i značaj neispravnosti (preseka) koji vode ka vršnom neželjenom događaju.
3. Značaj rizika i važnosti komponenti sistema.


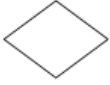



Konstrukcija stabla neispravnosti se vrši odozgo na dole, od vršnog događaja ka njegovim uzrocima, pa sve do primarnih događaja koji mogu inicirati neželjeni događaj.

ASN analogno RCA metodi razlikuje tri vrste entiteta koja se u RCA nazivaju uzrocima dok su u ASN ti entiteti događaji i to:

- Vršni događaj,
- Posredni događaj,
- Primarni događaj.





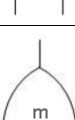
Prilikom grafičkog kreiranja stabla neispravnosti koriste se obeležja događaja data u Tabeli 2-2.

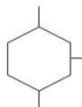
**Tabela 2-2: Obeležavanje događaja u stablu ASN**

Simbol	Tip događaja	
	Bazični događaj	Bazični otkaz dela sistema
	Nerazvijeni događaj	Događaj koji nije dalje razvijan
	Uslov/kondicional	Specijalni uslovi i limitacije koji se mogu primeniti na bilo koje kolo
	Spoljašnji događaj	Događaj koji se očekuje u redovnom radu sistema
	Posredni događaj	

Prilikom grafičkog kreiranja stabla neispravnosti koriste se sledeća obeležja logičkih kola u stablu (Tabela 2-3).

**Tabela 2-3: Obeležavanje logičkih kola u stablu ASN**

	I	Neispravnost na izlazu će se desiti ako se dese sve ulazne neispravnosti
	Ili	Neispravnost na izlazu će se desiti ako se desi bar jedna ulazna neispravnost
	prioritetno i	Neispravnost na izlazu će se desiti ako se sve ulazne neispravnosti dese u specificiranoj sekvenci
	ekskluzivno ili	Neispravnost na izlazu će se desiti ako se desi tačno jedna ulazna neispravnost
	m od n	Neispravnost na izlazu će se desiti ako se desi m od n ulaznih neispravnosti

	inhibitorsko kolo	Neispravnost na izlazu će se desiti samo ako se desi ulazna neispravnost i uslovni događaj
---	-------------------	--

Događaji se u stablu neispravnosti povezuju sa statističkim verovatnoćama pojavljivanja tih događaja. Na primer, otkaz komponenti sistema se može dešavati po nekom konstantnom nivou učestalosti otkaza  $\lambda$  (funkcija hazarda). Verovatnoća otkaza u najjednostavnijom slučaju zavisi od funkcije otkaza i vremenske izloženosti  $t$ . Tako se dolazi do verovatnoće pojavljivanja neželjenog događaja ukoliko on podleže eksponencijalnoj raspodeli:

$$p = 1 - \exp(-\lambda t)$$

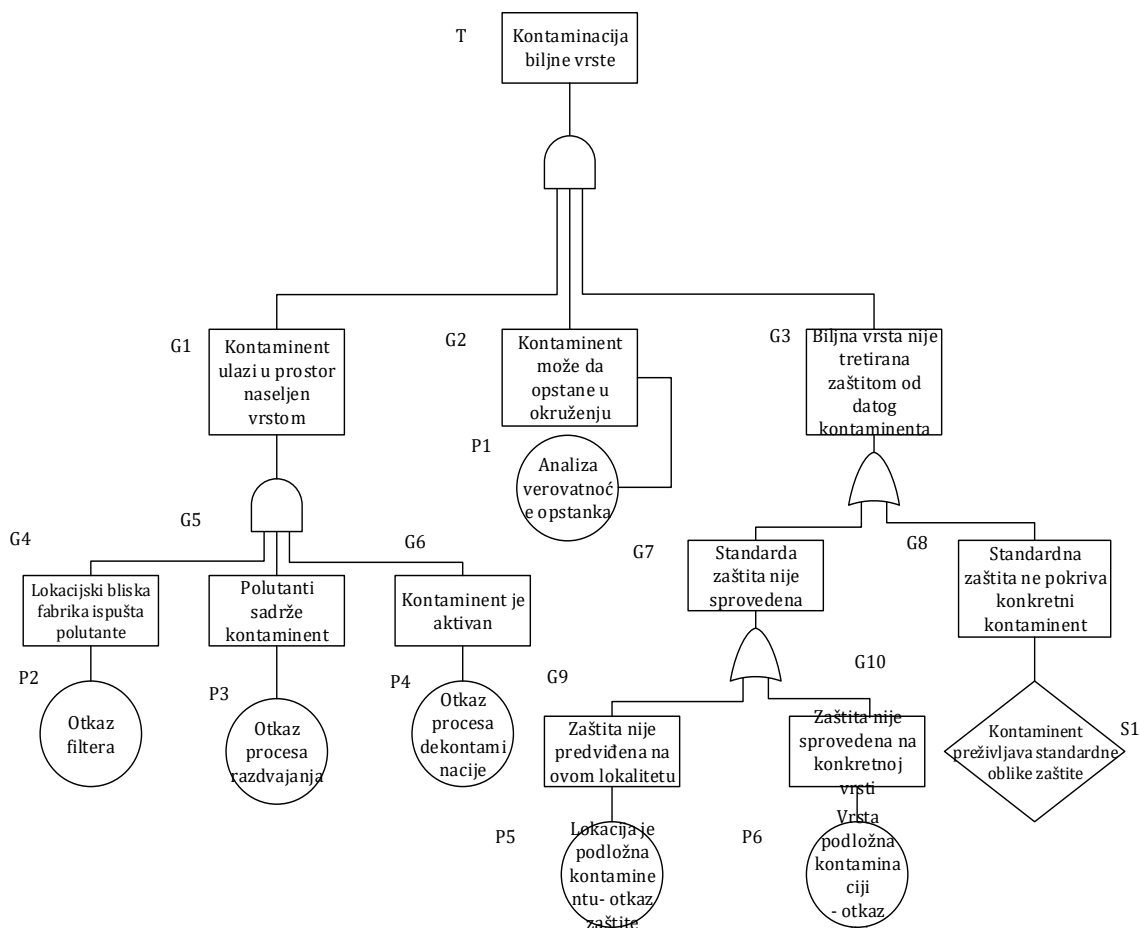
$$p \approx \lambda t, \lambda t < 0.1$$

Stablo neispravnosti se najčešće normalizuje na određeni vremenski interval kao što je broj sati rada mašine, broj sati leta, itd. Verovatnoće događaja zavise od odnosa funkcije hazarda događaja prema posmatranom intervalu.

Primenu analize stabla neispravnosti sprovodi i Hayes (2002), ali bez kvalitativne i kvantitativne analize stabla. Takvo jednostavno stablo u ovom slučaju može se predstaviti na način gde su događaji u stablu neispravnosti naznačeni oznakama:

- T vršni događaj
- G posredni događaji
- P primarni događaji
- S spoljašnji događaji

Stablo kojim je dati problem predstavljen se naziva koherentnim stablom što podrazumeva da se u njemu nalaze samo I i ILI logička kola.



**Slika 2.7. Dijagram stabla neispravnosti – koherentno stablo**

Tako kreirano stablo nam daje na uvid sve potencijalne događaje koje mogu dovesti do neželjenog vršnog događaja. Takođe, ovako kreirano stablo nam pokazuje i puteve i relacije posrednih i primarnih događaja koje vode do vršnog događaja.

Sledeći korak u primeni analize stabla neispravnosti je sprovođenje kvalitativne i kvantitativne analize. Radi toga treba da se definišu minimalni preseki (engl. *Minimum cut sets*). Minimalni presek podrazumeva skup primarnih događaja, odnosno najmanju moguću kombinaciju primarnih događaja koja ako simultano nastane u sistemu vodi do nastajanja neželjenog vršnog događaja (Vesely et al., 1981; Lees, 2012). Minimalni



preseki se najčešće kvalitativno izražavaju korišćenjem relacija zasnovanih na Bulovoj algebri prilikom čije primene se koristi jedan od više algoritama za njeno sprovođenje.

Za opšte slučajeve logičkog kola **I**, kada to logičko kolo ima  $n$  ulaza, verovatnoća pojavljivanja događaja koji je izlaz iz tog logičkog kola se predstavlja kao proizvod verovatnoća svih ulaza u to logičko kolo odnosno:

$$T=G1*G2*G3*...*Gn$$

Za opšte slučajeve logičkog kola **II**, kada to logičko kolo ima  $n$  ulaza, verovatnoća pojavljivanja događaja koji je izlaz iz tog logičkog kola se predstavlja kao zbir verovatnoća svih ulaza u to logičko kolo odnosno:

$$T=G1+G2+G3+...+Gn$$

Nakon dobijanja skupova minipreseka, a još uvek u sklopu kvalitativne analize stabla prelazi se na definisanje skupova *miniputeva* (engl. *minimal path sets*). Miniputevi predstavljaju skupove događaja čije nepojavlivanje u sistemu garantuje nepojavlivanje vršnog događaja. Da bi se dobili skupovi miniputeva potrebno je izvršiti promenu stabla ispravnosti u stablo ispravnosti.

Konverzija stabla neispravnosti u stablo ispravnosti se vrši promenom događaja u svoje komplementarne događaje, kao i promenom I logičkih kola u II logička kola i obrnuto. Naći minimalne skupove preseka stabla ispravnosti znači naći minimalne puteve preseka njemu komplementarnog stabla neispravnosti.

Na ovaj način se obično završava kvalitativna analiza stabla i prelazi se na kvantitativnu analizu stabla koja podrazumeva poznavanje verovatnoća pojavljivanja svih primarnih događaja kao i verovatnoće pojavljivanja minimalnih skupova preseka

i mera značajnosti koje se odnose na značaj svih događaja stabla, ali u ovom delu neće se dalje razrađivati načini njihove kvantifikacije.

Acosta i Forrest (2009) koriste ASN da objasne ekološke posledice seljenja biljnih vrsta rekreativnim korišćenjem brodskih plovila. Yuhua i Datao (2005) sprovode ASN da bi pokazali rizike kako po ljude, tako i po ekološke sisteme od potencijalnih neispravnosti cevovoda za transfer nafte i gasa. Hayes (2002b) koristi ASN da prikaže ekološke posledice delovanja invazivnih bioloških vrsta. Makajic-Nikolic i koautori (2016) koriste ASN u analizi upravljanja infektivnim medicinskim otpadom na primeru Kliničkog centra Srbije, Beograd.

### ***Analiza slojeva zaštite***

Analiza slojeva zaštite (ASZ), ili analiza barijera (engl. *Layers of protection analysis-LOPA*) je novija metoda analize rizika koja predstavlja pouzdan analitički alat za procenu svrsishodnosti slojeva zaštite. Pod slojevima zaštite misli se na prethodno pominjane barijere koje su dizajnirane u sistem sa ciljem umanjavanja potencijalnih efekata neželjenih događaja. Dakle, svaki sistem se dizajnira na način gde su ipak neželjeni događaji najčešće na neki način anticipirani. Kako se veći broj neželjenih događaja mogu anticipirati kao odgovor na to, u sam sistem se ugrađuju zaštitni mehanizmi ili barijere koje bi trebalo ili da spreče neželjeni ishod ili da umanje negativni efekat neželjenog ishoda. Ideja je da barijere koje su instalirane u sistem ili spreče nastajanje inicijalnog događaja poput događaja obrađenih u odeljku analize stabla neispravnosti, ili da u sekvenci od inicijalnog događaja na putu do neželjenog ishoda taj ishod zaustave ili umanje njegove posledice. Zato se ove barijere na putu od inicijalnog događaja do konačnih ishoda nazivaju slojevi zaštite. I deo su i analiza u prethodno predstavljenim metodama poput ASN gde su najčešći pivot događaji upravo barijere odnosno pojedinačno gledano po jedan sloj zaštite.

Analiza slojeva zaštite je nadogradnja na postojeće metode procesne analize rizika i hazarda, primenom polukvantitativnih mera za evaluaciju učestalosti potencijalnih neželjenih događaja i verovatnoće otkaza zaštitnih slojeva.

ASZ je novijeg datuma i predstavlja pojednostavljenu metodu procene rizika koja predstavlja potreban prelaz između kvalitativnih metoda analize rizika i kvantitativnih metoda koje su obično izuzetno skupe zbog svog obima i detaljnosti.

Primena ASZ započinje sa identifikacijom mogućih scenarija akcidenta, i koristi prilično jednostavna pravila za evaluaciju učestalosti pojavljivanja inicijalnih događaja, nezavisnih slojeva zaštite, i ishoda i posledica do kojih inicijalni događaj vodi sa ciljem dobijanja procene reda veličine identifikovanih rizika.

ASZ se često koristi u kombinaciji sa drugim metodama, kao vid provere zaštitnih mehanizama u slučaju pojavljivanja neželjenih scenarija. Najčešće se može videti njena kombinacija sa HAZOP metodom, ali svakako i sa drugim metodama navedenim u ovom pregledu. Dodatno, kako je cilj ASZ da odredi red veličine rizika tako posledično u slučaju da analitičar zaključi da su redovi veličina određenih scenarija previsoki, onda se predlažu korektivne mere kako bi se red veličine rizika smanjio ugradnjom dodatnih slojeva zaštite ili povećanjem funkcionalnosti već postojećih slojeva.

Kao i druge navedene metode, ASZ takođe zavisi od valjano sprovedenih koraka i faza. Prvo treba definisati slojeve zaštite koji podrazumevaju nezavisnu seriju zaštitnih elemenata (engl. *independent protection layer* – IPL) koji su povezani sa dizajnom sistema i njegovim održavanjem. Nezavisni sloj zaštite (NSZ) ima mogućnost detekcije i prevencije ili umanjenja određenih potencijalno hazardnih događaja (Summers, 2003).

Primeri NSZ između ostalih po Summersu (2003) čine:

- Standardna operativna procedura,
- Osnovna kontrola sistema,
- Alarm sa definisanim odgovorom na događaj koji ga je pokrenuo,
- Sve vrste sigurnosnih podsistema,
- Uređaji za oslobađanje pritiska (u tehničkim sistemima),
- Protivpožarni podsistemi,
- Unutrašnje procedure u slučaju nezgode,
- Komunalne procedure u slučaju nezgode.

Ovo nikako nije konačna lista mogućih slojeva zaštite, već više lista koja opisuje šta može biti NSZ.

ASZ najčešće podrazumeva sprovođenje sledećih koraka (Marshall, 2007):

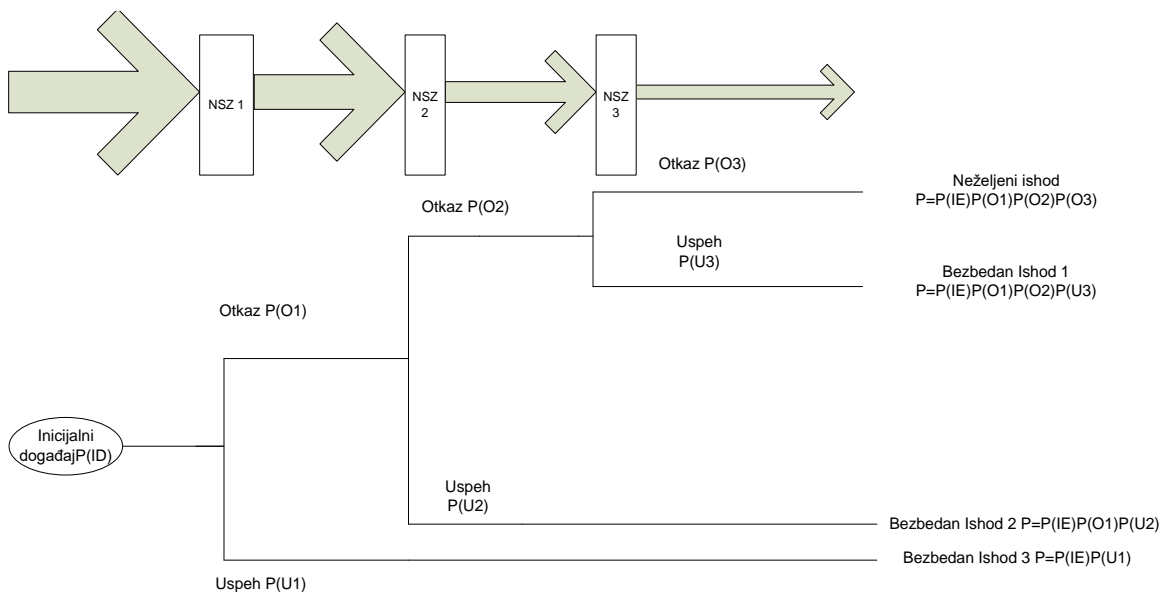
1. Identifikaciju ishoda/posledica.
2. Definisane kriterijuma tolerancije rizika (engl. *Risk Tolerance Criteria*).
3. Definisane relevantnih scenarija rizika.
4. Definisane učestalosti inicijalnih događaja.
5. Identifikovanje uslova, i promene uslova i procena verovatnoće otkaza na zahtev.
6. Procena učestalosti neumanjenih posledica/ishoda.
7. Identifikovanje NSZ i procena verovatnoće njihovih otkaza na zahtev.
8. Definisane verovatnoća umanjenih posledica.
9. Utvrđivanje potrebe za dodatnim NSZ.

Kriterijum tolerancije rizika podrazumeva da se odredi maksimalni rizik koji je prihvatljiv za sistem. Taj nivo se može odrediti na nekoliko načina među kojima su (Marshall, 2007):

1. Matrica rizika (verovatnoća \* ozbiljnost efekta),

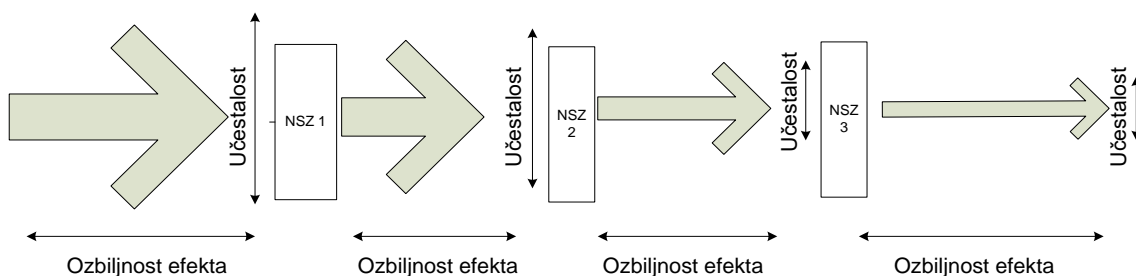
2. Maksimalno dozvoljeni rizik,
3. Minimalni broj NSZ za svaki potencijalni scenario,
4. Maksimalni rizik za svaki čvor/kolo/granu.

Ovde je najbitnije primetiti da iako ASZ daje analizu toga da li su potrebni novi slojevi zaštite u sistemu kako bi se nivoi rizika smanjili, ona sama po sebi ne daje odgovor na pitanje koji bi to novi slojevi trebali biti instalirani u sistem, iako naravno može biti dobra smernica u dobijanju odgovora na to pitanje. Procena verovatnoće otkaza na zahtev podrazumeva verovatnoću otkaza pojedinačnih slojeva zaštite u konkretnom trenutku kada se od n-tog sloja očekuje reagovanje, odnosno delovanje kao barijera daljoj seriji događaja koja vodi ka neželjenom ishodu. Sama ASZ računa i prosečne verovatnoće otkaza pod kojom se podrazumeva otkaz u bilo kom trenutku nevezano za to da li je konkretan trenutak taj u kome je potrebna njegova funkcionalnost. Kako je česta upotreba ASZ u sprezi sa Analizom stabla događaja (ASD) dalje će biti prikaz njihove paralelne upotrebe.



**Slika 2.8. Dijagram analize slojeva zaštite sa pripadajućim verovatnoćama ishoda (adaptirano prema Marshall, 2007)**

Svaka pojedinačna strelica predstavlja efekat koji sa sobom nosi nedelovanje pojedinačnog sloja zaštite, gde je ozbiljnost efekta izražena dužinom strelice dok je verovatnoća otkaza predstavljena visinom strelice.



**Slika 2.9. Predstavljanje ozbiljnosti efekata i verovatnoća/učestalosti u ASZ (adaptirano prema Marshall, 2007)**

Da bi funkcija bila posmatrana kao nezavisni sloj zaštite mora biti ili deo opreme ili sistema ili akcija koja može da izazove prekid neželjenog scenarija. Glavne odlike NSZ su (Marshall, 2007):

- Efektivnost,
- Nezavisnost,
- Merljivost.

Procena verovatnoće otkaza na zahtev podrazumeva otkaz funkcije zaštite sloja u trenutku kada je potrebno da sloj zaustavi neželjeni scenario i ona se procenjuje na nivou navedenih kriterijuma.

Da Conceição Cunha i Nunes (2011) između ostalih navode značaj korišćenja metode analize slojeva zaštite u proceni rizika vezanih za zagađenje površinskih voda i prateće negativne efekte na životnu sredinu. Calixto (2012) pokazuje značaj korišćenja ASZ u industriji gasa i nafte u vidu procene rizika i organizacije zaštite i umanjenja negativnih efekata potencijalnih posledica akcidenata na zaposlene u

industriji i životnu sredinu. Baybutt (2002) navodi značaj upotrebe ASZ u procesnim industrijama kao metode identifikacije rizika po ljude i životnu sredinu u vidu posledica prouzrokovanih ljudskim delovanjima.

### **2.2.3 Primena metoda i tehnika procene rizika orijentisanih na posledice rizika u ekološkom menadžmentu**

Metode i tehnike procene rizika orijentisane na posledice rizika se u analizi koncentrišu na dobijanje odgovora o svim potencijalnim posledicama do koje pojava određenog neželjenog događaja može da dovede.

#### ***Analiza stabla odlučivanja***

Analiza stabla odlučivanja (ASO) (engl. *Decision Tree Analysis – DTA*) je još jedna od metoda koja se tradicionalno koristi u operacionim istraživanjima. Ideja analize stabla odlučivanja je prolazak kroz sve alternative ishoda do kojih određeni scenario može da dovede. Takođe, spada u induktivne metode gde se od inicijalnog događaja ide do krajnjih ishoda (Utgoff, 1989). U stablu odluka svako čvorište predstavlja moguće alternativne scenarije i njihove verovatnoće pojavljivanja. Dodatno, ovo stablo uzima u obzir odluke koje u različitim scenarijima donosilac odluke može da donese i izračuna oportunitetni trošak te odluke u odnosu na moguće alternative.

Stablo odlučivanja se najčešće predstavlja dijagramom toka koji sadrži tri tipa objekata odnosno vrsta čvorova/kola i to (Quinlan, 1983; Quinlan, 1987):

- Odluke – predstavljene u obliku kvadrata,
- Šanse - predstavljene u obliku kruga,
- Ishode - predstavljene u obliku trougla.

Zamisao stabla odluke je stvaranje mogućnosti odabira najbolje kombinacije odluka u seriji događaja kako bi se optimizovao balans dobitka i gubitka odabira i neodabira

različitih opcija koje se javljaju na putu od inicijalnog događaja do ishoda. Najčešću upotrebu nalazi u projektnom menadžmentu sa ciljem smanjenja projektnog rizika. Stablo odluka služi i za definisanje akcija u različitim fazama razvoja događaja u akcidentnom scenariju. Kao akcidentni scenario može biti smatran bilo koji scenario koji kreće nekim inicijalnim događajem, a na koji se može uticati odabirom različitih odluka koji kao rezultat tih odabira daje više različitih ishoda, pri čemu svaki od tih ishoda nosi određeni stepen komparativnog gubitka i dobitka.

Ono što je kod ASO prisutno jeste koncept *očekivane vrednosti alternative* čiji je ishod neizvestan. Očekivana vrednost (OV) predstavlja očekivanu korist ili gubitak koji svaka odluka sa sobom nosi. OV dodatno predstavlja kriterijum za donošenje odluka, a ona se računa kao i u prethodnim metodama množenjem verovatnoća ishoda svih događaja u stablu gde sva kola odgovaraju I kolima, a onda se dobijeni ishodi odluke saberu, čime se dobije očekivana vrednost te konkretne odluke sa uračunatim oportunitetnim troškom.

ASO je posebno interesantna metoda kada je u pitanju ekološki menadžment jer je oportunitetni trošak odabira jedne ekološke opcije u odnosu na drugu čest problem koji se u ovaj oblasti sreće.

Baker i koautori (2006) koriste analizu stabla odlučivanja kao vid donošenja odgovarajućih odluka za upravljanje i korišćenje zemljišta ne menjajući lokalni ekosistem i izbegavajući močvarna područja u Montani, SAD. Parkhurst (1984) koristi stablo odluka da analizira rizik od ilegalnih ispuštanja toksičnog otpada i načine postupanja u odnosu na sastav otpada i lokalitet njegovog ispuštanja. Wie i koautori (2003) koriste ASO da odrede troškovno najefikasniji odgovor za upravljanje otpadom nastalim od prehrambenih proizvoda i njihovih pakovanja.



## ***Analiza stabla događaja***

Analiza stabla događaja (ASD) (engl. *Event tree analysis - ETA*) je tehnika modeliranja ka napred i odozdo na gore istovremeno i za otkaz i za uspeh, koja ispituje odziv kroz individualni početni događaj i postavlja putanju za procenu verovatnoće ishoda i daje sveukupnu ocenu sistema. Dakle analiza stabla događaja jeste metoda kako za identifikaciju tako i za kvalitativnu i kvantitativnu procenu rizika. Za razliku od analize stabla neispravnosti, analiza stabla događaja predstavlja induktivnu metodu, odnosno, dok analiza stabla neispravnosti posmatra koji sve događaji mogu dovesti do neželjenog vršnog događaja, analiza stabla događaja posmatra do kojih sve neželjenih ishoda može dovesti inicijalni događaj.

Konkretnije ASD analizira do kakvih sve posledica može dovesti određeni događaj i da li konkretni događaj može da dovede do ozbiljnog problema u sistemu ili postoje sistemi kontrole i prevencije koje bi takve ishode zaustavili (Ericson, 2005).

Kao i prethodno objašnjene metode u ovom pregledu, ASD se može koristiti radi procene rizika delova sistema kao i sistema u celosti. I u ovom slučaju reč je o raznolikim vrstama sistema, gde se analiza može primeniti na tehničko-tehnološke sisteme ili na apstraktnom nivou na društvene sisteme, a u ovom slučaju najbitnije na ekološke sisteme i u disciplini ekološkog menadžmenta.

Dodatno je interesantno što je inicijalno sama ASD metoda razvijena za procenu rizika u nuklearnim elektranama od strane Komisije za regulaciju upotrebe nuklearne energije (engl. *Nuclear Regulatory Commission*) u Sjedinjenim Američkim državama koja je planirala da za analizu rizika rada nuklearnih elektrana koristi ASN. Kako su stabla dobijena ASN metodom bila suviše „rogobatna“ razvili su novu tehniku kako bi sam problem predstavili jednostavnije i šematski (NRC, 1975).

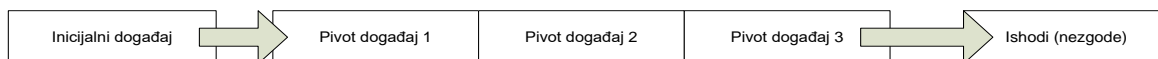
Ova metoda počinje od inicijalnog događaja koji za rezultat može imati različite ishode koji vode do nezgode, a koji nastaju preko pivot događaja, tako da prvo moraju da se definišu inicijalni i pivot događaj:

- Inicijalni događaj se definiše kao neželjeni događaj koji predstavlja početak sekvence koja vodi nezgodi. On može, ali ne mora da rezultira nezgodom u zavisnosti od toga da li funkcionišu barijere sistema dizajnirane da zaustave konkretne nezgode nakon pojavljivanja inicijalnog događaja.
- Pivot događaji su posredni događaji između inicijalnog događaja i krajnje nezgode. Ovo su događaji koji mogu biti i otkaz sistema i uspeh sistema u zavisnosti od toga da li sprečavaju dalji put ka krajnjem neželjenom događaju ili ne.

Nezgodu se ovde definiše kao neželjeni krajnji događaj.

Najveći broj valjano dizajniranih sistema ima u sebi predviđeno više barijera koje predstavljaju bezbednosne funkcije sistema koje su tu da spreče ili umanje neželjeni ishod. To znači da mogućnost da inicijalni događaj dovede do nezgode zavisi od funkcionalnosti i uspešnosti dizajniranih barijera i njihove efikasnosti u obavljanju planirane funkcije (Rausand & Høyland, 2004).

Svaka od potencijalnih barijera i njena funkcionalnost mogu se predstaviti kao pivot događaji u sekvenci od inicijalnog događaja do krajnjeg događaja. Šema od inicijalnog do krajnjeg neželjenog događaja se može prikazati na sledeći način:



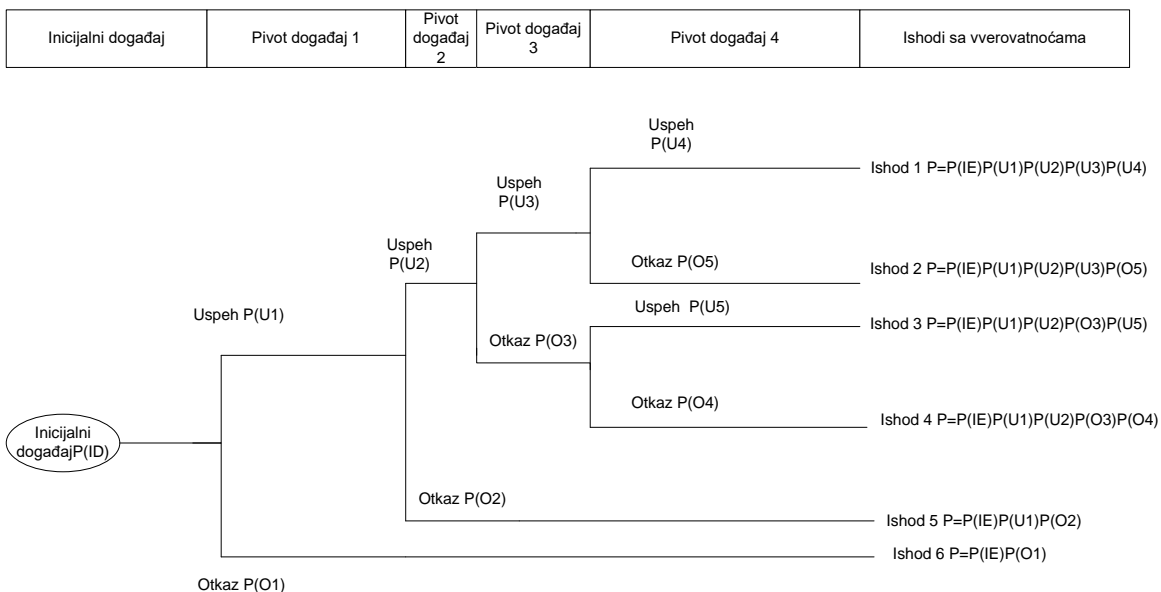
**Slika 2.10. Analiza stabla događaja – vrste događaja u stablu (adaptirano prema NRC, 1975)**

Barijere se još nazivaju i slojevi zaštite. Ono što je bitno kod analize stabla neispravnosti jeste da svaki od pivot događaja i svaka od barijera predstavlja po jedno logičko kolo. Ova logička kola su analogna logičkim kolima koja su predstavljena kod analize stabla neispravnosti, konkretnije svaki od pivot događaja odnosno potencijalnih barijera događaja se predstavljaju logičkim kolom ILI prilikom kreiranja stabla događaja. To znači da stablo događaja predstavlja šemu barijera i njihove funkcionalnosti. U slučaju da je barijera ispunila inicijalnu zamisao u zaustavljanju sekvence, stanje nakon te barijere je stanje koje predstavlja ishod stabla događaja u toj grani. Dodatno, nisu samo barijere sistema pivot događaji već i prateći događaji u sistemu koji nisu nužno barijere sistema već drugi posledični događaji sistema koji nastaju kao kombinacija događaja u stablu.

Sama metoda ASD se sprovodi kroz sledeće korake:

1. Identifikovanje i definisanje relevantnog inicijalnog događaja koji može otpočeti sekvencu ka neželjenim posledicama.
2. Identifikovanje barijera koje su dizajnirane kako bi zaustavile neželjeni događaj.
3. Konstrukcija stabla događaja.
4. Opis potencijalne neželjene rezultirajuće sekvence akcidenta.
5. Određivanje verovatnoće inicijalnog događaja i uslovne verovatnoće pivot događaja u granama stabla događaja.
6. Izračunavanje verovatnoća ishoda odnosno neželjenih krajnjih događaja.
7. Sređivanje i prezentovanje rezultata analize.

Primer jednog tako konstruisanog stabla sa pivot događajima koji predstavljaju barijere sistema koje imaju potencijal da zaustave krajnju nezgodu je dat na sledećoj šemi sa pripadajućim kalkulacijama verovatnoće pojavljivanja ishoda inicijalnog događaja.



**Slika 2.11. Dijagram stabla događaja sa pripadajućim verovatnoćama ishoda (adaptirano prema NRC, 1975)**

U slučaju da pivot događaji nisu isključivo barijere sistema, ti događaji se i dalje predstavljaju kao ILI kola u stablu, ali ne moraju nužno biti predstavljeni kao scenariji uspeha i otkaza već i kao tipična ILI kola sa tačno netačno semantikom.

Lindhe i koautori (2009) koriste ASD radi probablističke procene rizika kontaminacije i smanjenja kvaliteta pijaće vode u Švedskoj. Pollard i koautori (2006) vrše kvalitativnu procenu rizika u praksama upravljanja otpadom u okviru Evropske unije koristeći stablo događaja. List i koautori (1991) koriste ASD radi procene rizika vezanog za transport hazardnog materijala i otpada koji predstavljaju potencijalnu pretnju za zdravlje ljudi i životnu sredinu, nalazeći problem i njegovo rešavanje u rasporedu ruta transporta.

#### **2.2.4 Primena metoda i tehnika procene rizika orijentisanih na poređenje rizika u ekološkom menadžmentu**

Metode i tehnike procene rizika orijentisane na poređenje rizika omogućavaju poređenje različitih nivoa rizika i posledično određenje prioriteta akcija.

##### ***Preliminarna analiza hazarda***

Preliminarna analiza hazarda (PAH) (engl. *Preliminary Hazard Analysis - PHA*) je metoda za kvalitativnu analizu rizika njihove uzročno- posledične veze radi postizanja sigurnosti sistema. Predstavlja induktivnu metodu identifikacije hazarda i hazardnih situacija koje mogu da nanesu štetu određenoj aktivnosti ili procesu. Najčešća upotreba PAH metode se odvija u fazi dizajna proizvoda ili postrojenja kada se potencijalne hazardne situacije još uvek istražuju i kada postoji jako malo detalja poznatih vezano za finalni izgled proizvoda, procesa ili postrojenja. PAH je istovremeno i metodologija za identifikaciju i prikupljanje hazarda i služi za postavljanje inicijalnog minimuma zahteva sigurnosti sistema (engl. *system safety requirements – SSR*). Cilj PAH metode je da utiče na dizajn sistema kako bi se uspostavila rana identifikacija rizika radi postizanja sigurnosti sistema (Ericson, 2005).

PAH je jedna od najupotrebljivanijih metoda za identifikaciju hazarda i ona se može sprovesti na jedinici, podsistemu, sistemu ili setu vezanih sistema. Da bi se metoda valjano sprovela, neophodno je dobro poznavanje sistema koji se analizira i osnovno poznavanje teorije analize rizika. No, upotrebom PAH metode se najčešće ne dolazi do svih hazarda sistema, već se do njih dolazi dodatnim analizama u kasnijim fazama dizajna kada se skupe dodatne informacije o konačnom izgledu sistema. Ove dodatne analize hazarda utiču na dizajn samo procesa ili proizvoda radi ispunjenja minimuma zahteva za sigurnošću sistema.

Najčešće PAH polazi od liste preliminarnih hazarda (LPH) (engl. *preliminary hazard list - PHL*), ali LPH ne može biti zamena za PAH. Kako LPH sadrži samo listu potencijalnih hazarda, ali ne i njihovu analizu i analizu uzročno-posledičnih veza između njih. To čini PAH metodu bez adekvatne alternative.

PAH je nastala 1966. godine na zahtev Ministarstva odbrane Sjedinjenih Američkih Država (engl. *U.S. Department of Defense – DoD. U.S.*) kako bi se analizirala bezbednost proizvoda u svim njegovim fazama, tako da se može reći da je nastala u samom početku razvoja discipline sigurnosti sistema. Početno je nazivana analiza ukupnog hazarda (engl. *gross hazard analysis*) zato što se primenjivala na ukupnom nivou (Haviland, 1964; Pickrel & McDonald, 1964; Dhillon, 1982). Samu metodu su razvijali eksperti koji su radili i na razvoju MIL-STD-882D koji predstavlja standard prakse zahteva systemske sigurnosti Ministarstva odbrane, Sjedinjenih Američkih Država (DoD U.S., 2000).

Uporedo MIL-STD-882D definiše i neke osnovne pojmove koje su potrebni za poznavanje analize rizika (DoD U.S., 1969; DoD U.S., 2000):

- Akcident (engl. *accident*) – neplanirani postupak ili događaj koji rezultira oštećenjem procesa, fizičkog entiteta, proizvoda, dela proizvoda ili ljudi i ljudskog zdravlja, koji nije rezultat namere delovanja spoljnih faktora.
- Nezgoda, nesreća, šteta (engl. *mishap*) - neplanirani događaj ili serija događaja koje rezultiraju smrću, povredama, profesionalnim oboljenjima, oštećenjem ili gubitkom opreme ili imovine, ili ugrožavanjem životne sredine (MIL-STD-882D 2000).
- Hazard (engl. *hazard*) – svako realno ili potencijalno stanje koja može izazvati povredu, bolest ili smrt ljudi, oštećenje ili gubitak sistema, opreme ili imovine ili ugroziti životnu sredinu (MIL-STD-882D 2000). Stanje koje predstavlja preduslov za akcident.

U kasnijim godinama razvoja same metode, njenim nadogradnjama i kombinovanjem PAH je prerasla i našla i svoju upotrebu pored upotrebe za identifikaciju rizika u metodu i za procenu rizika (Hyatt, 2003; Rausand & Høyland, 2004).

Osnovni koraci PAH metode i njihovi opisi po Ericson (2005) su:

1. Definisane sistema: definisanje granica i okvira sistema koji se posmatra, njegovih misija i ciljeva, faza i okruženja.
2. Planiranje PAH: definisanje modela sprovođenja PAH na definisanom sistemu, radnih lista, rasporeda, identifikacija elemenata sistema koji će biti predmet analize.
3. Utvrđivanje kriterijuma bezbednosti: identifikovanje kriterijuma za bezbednost sistema, principa bezbednosti i kritičnih faktora bezbednosti.
4. Prikupljanje podataka: prikupljanje svih neophodnih podataka o dizajnu, operacijama, procesima. Prikupljanje liste hazarda (LPH). Prikupljanje podataka o regulativama i standardima koji su primenjivi na posmatrani sistem.
5. Sprovođenje PAH: formiranje konačne liste hazarda koji će biti analizirani. Definisane efekata (posledica) hazarda. Kreiranje radnog lista za svaku od komponenata sistema koji se analizira (oprema, proces, izvor energije). U ovoj fazi se proveravaju liste nezgoda najvišeg ranga karakteristične za analizirani sistem (engl. *top level mishaps - TLM*).
6. Procena rizika: procena nivoa rizika svakog od identifikovanih hazarda. Procena rizika je kombinacija ozbiljnosti koju rizik predstavlja i verovatnoće nastajanja tog konkretnog rizika.
7. Preporuka korektivnih akcija: preporučiti korektivne akcije koje su neophodne da bi se eliminisali ili smanjili hazardi. Predložiti izmene dizajna koje obezbeđuju mere eliminacije ili smanjenja hazarda. Identifikovati mere koje već postojeće u trenutnom dizajnu.

8. Praćenje sprovođenja korektivnih mera: pregled rezultata testova novog dizajna da bi se ispitala uspešnost predloženih mera.
9. Praćenje hazarda: identifikovanje novih hazarda i dopuna PAH novim hazardima, uzrocima, procenom rizika i korektivnim merama.
10. Dokumentovanje PAH: dokumentovanje celog PAH procesa, PAH radnih listova, zaključaka i preporuka.

Procena rizika predstavlja kombinaciju ozbiljnosti efekta koju rizik nosi sa sobom i verovatnoću pojavljivanja tog konkretnog neželjenog događaja. Ozbiljnost rizika u PAH metodi se najčešće predstavlja kroz meru koju može imati po funkcionisanje sistema i po zdravlje ljudi. Ovakav način procena rizika se koristi i prilikom primena drugih metoda, a ono što se razlikuje jeste način procene efekata rizika kao i načini pretpostavljanja inicijalnih verovatnoća pojavljivanja neželjenih događaja. Za ocenu rizika po PAH metodi formiraju se posebne skale.

Skala za ocenu ozbiljnosti efekta rizika po PHA metodi:

- 1 Katastrofalan
- 2 Kritičan
- 3 Marginalan
4. Zanemarljiv

Skala za ocenu verovatnoća pojavljivanja neželjenog događaja po PAH metodi:

- A Često
- B Verovatno
- C Povremeno
- D Neznatno
- E Nemoguće



Nakon inicijalnih koraka, kada se dođe do koraka 5, odnosno do primene same metode nad definisanim sistemom i nad njegovim podsistemima za svaki od elemenata podsistema se kreira posebna PAH lista sa svojstvenom listom hazarda koje mogu da nastanu u posmatranom podsistemu. Nakon kreiranja podsistemskih lista koje nastaju upoređivanjem sa listama hazarda koje su iskustveno poznate i sa listama hazarda koja se mogu predvideti uvidom u rad sistema, dodeljuju se ocene rizika na osnovu gore navedene skale. Takođe se u PAH liste unose opisi efekata koji svaki hazard nosi sa sobom, kao i uzroci njihovog pojavljivanja u sistemu.

Nakon unošenja svih hazarda, njihovih efekata i uzoraka i nakon formiranja ocene rizika, daju se preporuke kako da se izbegnu posmatrani hazardi ili kako da se umanju njihov efekat. Takođe se daje ocena rizika nakon sprovođenja korektivnih mera u sistemu kao deo završnog koraka primene PAH metode.

Kada je u pitanju PAH metoda, njene mogućnosti primene, su najčešće vezane za rane faze razvoja proizvoda ili postrojenja. Sa ekološkog stanovišta ovo ima dodatnu vrednost u mogućnosti praćenja rizika koji imaju za posledicu narušavanje kvaliteta životne sredine ili kada je u pitanju postizanje ekološke podobnosti proizvoda kao i zaštita zdravlja ljudi.

Chen i koautori (2009) kroz primenu PAH identifikuju glavne preduslove meteoroloških faktora koji dovode do ekoloških katastrofa i stvaranja tajfuna na osnovu analize tropskih ciklona, nalazeći korelacije u vidu padavina, bure i oluja za period od 1980. do 2004. godine. Chen i Liu (2006) sprovode PAH radi identifikacije i karakterizacije rizika povezanih sa zemljištima na deponijama koja su kontaminirana kadmijumom i predstavljaju opasnost po zdravlje lokalnih biljnih i životinjskih vrsta kao i obalskog ekosistema u Tajvanu. Lemly (1999) koristi PAH metodu radi identifikacije rizika povećane koncentracije selena u rekama po riblje fondove i ljude,

usled ispuštanja otpadnih voda generisanih eksploatacijom i prerađivanjem nafte i naftnih derivata u SAD.

### ***Analiza hazarda i operabilnosti***

Analiza hazarda i operabilnosti (engl. *hazard and operability study – HAZOP*) je kvalitativna induktivna metoda analize rizika pri kojoj se vrši strukturirano i sistematsko ispitivanje planiranih i već postojećih procesa ili operacija u cilju identifikovanja potencijalnih rizika po ljude, opremu, sredinu ili samo funkcionisanje procesa. HAZOP predstavlja multidisciplinarni pristup analize rizika i pouzdanosti prilikom čijeg sprovođenja učestvuje multidisciplinarni tim koji kroz niz sesija ima za cilj da identifikuje i evaluira potencijalne rizike. Cilj je da se kroz primenu metode iskoriste prednosti i kreativnost rešenja koja dolaze iz multidisciplinarnosti tima koji učestvuje prilikom sprovođenja metode.

HAZOP je prvi put primenjen 1977. godine u pilot studiji koja se odnosila na ulogu hemijske industrije u poljoprivredi, tako da je sa stanovišta ekološkog menadžmenta ova metoda dodatno interesantna jer je njen inicijalna upotreba vezana između ostalog i za analizu ekološkog rizika. Dalje je metoda razvijana za potrebe praćenja operacija prilikom ekstrakcije ruda i beleženja devijacija odnosno odstupanja od planiranog i posledica u radu nuklearnih elektrana (CIA, 1977).

Osnovni pojmovi koji se koriste prilikom primene HAZOP metode su (Knowlton, 1989; Kletz, 1997; Kletz, 1999):

- Hazard - potencijalni izvor štete. Odstupanja od planiranih aktivnosti koja mogu predstavljati ili dovesti do neželjenih situacija i pretnje po redovan rad sistema.
- Šteta - Fizičke povrede ili oštećenja zdravlja ljudi ili oštećenja imovine ili životne sredine. Šteta je posledica neželjene situacije koja se javila.

- Devijacija (odstupanje) – Način na koji elementi procesa mogu odstupiti od svoje planirane uloge ili namere.

Za pravilno sprovođenje HAZOP metode potrebno je (Ericson, 2005):

- Strukturirani, sistematični logički proces.
- Multidisciplinarni tim.
- Iskusni vođa tima.
- Upotreba reprezentacije dizajna sistema koji se ispituje.
- Upotreba pažljivo izabranih entiteta, atributa i vodećih reči.
- Identifikacija hazarda.

Vrste HAZOP primene:

- Procesni HAZOP – za procenu rizika u procesnim sistemima,
- HAZOP za procenu uticaja ljudskog faktora – HAZOP fokusiran na ljudske greške,
- Proceduralni HAZOP – analiza proceduralnih i operativnih rizika,
- Softverski HAZOP – identifikaciju potencijalnih grešaka u razvoju softvera.

Faze prilikom sprovođenja HAZOP metode (Ericson, 2005):

1. Faza definisanja: faza definisanja ima za cilj definisanje obima i domena studije.
2. Faza planiranja: planiranje ciljeva studije, vreme izvođenja sastanaka.
3. Izbor multidisciplinarnog tima.
4. Prikupljanje podataka: ova faza ima za cilj prikupljanja detaljnih informacija o planiranom dizajnu.
5. Sprovođenje HAZOP-a: definisanje parametara i entiteta posmatranog dizajna čiji će se planirani rad analizirati, a zatim definisanje potencijalnih devijacija/odstupanja od planiranog rada tih entiteta i komponenti sistema.
6. Preporuka korektivnih akcija.
7. Monitoring korekcija.

8. Praćenje hazarda.
9. Dokumentovanje HAZOP studije.

Kada su u pitanju vodeće reči, postoje neke standardne, ali naravno, one zavise i od oblasti u okviru koje se studija sprovodi. Jedan standardan skup vodećih reči koje se koriste prilikom sprovođenja HAZOP metode je dat u Tabeli 2-4.

**Tabela 2-4. Primeri vodećih reči prilikom primene HAZOP-a**

Ne	Planirana namera nije postignuta
Manje	Planirana namera je postignuta u manjem stepenu nego što je to planirano
Više	Planirana namera je postignuta u većem stepenu nego što je to planirano
Suprotno	Dešava se suprotno od planirane namere
Takođe	Dizajn ispunjava planirano ali se dešava pored toga i drugi proces koji nije planiran
Drugo	Planirano se dešava ali ne onako kako je planirano
Fluktuacija	Planirano se dešava ali ne svaki put već samo u određenim slučajevima
Rano	Planirano se dešava ali prerano
Kasno	Planirano se dešava ali prekasno
Kao i	Dodatna aktivnost se dešava
Delimično	Samo deo planiranog se dešava
Neuspešno	Ne dešava se planirano

Navedene vodeće reči u kombinaciji sa entitetima dizajna su te koje nam definišu devijacije odnosno odstupanja od planirane svrhe sistema:

Vodeća reč + parametar = odstupanje

Može se zaključiti da se HAZOP metoda može primeniti na analizu ekološkog rizika, i ovo se najbolje vidi sve češćim uzimanjem u obzir faktora uticaja na životnu sredinu u analizi rizika procesnih postrojenja (Venkatasubramanian et al., 2000), mada i sam razvoj HAZOP metode je imao za nameru da spreči (pored ostalog) negativne posledice rada hemijskih postrojenja po životnu sredinu.

Muriel-García i koautori (2009) koriste HAZOP radi identifikacije i evaluacije rizika povezanog sa praksama odlaganja otpada koji nastaje u radu naftnih bušotina u Meksiku u vidu zemlje i zarobljenih gasova koji se odlažu u napuštene i neproduktivne bunare, a za rezultat daju negativne fizičko-hemijske posledice po zemljište i floru. Stefanis i Pistikopoulos (1997) daju predlog upotrebe HAZOP-a za procenu rizika kod nerutinskog postupanja u proizvodnim pogonima koje za rezultat stvara neplanirane emisije polutanata i ispuštanja otpadnih voda. Shaw i Blundell (2008) koriste HAZOP metodu radi sprovođenja analize rizika vezanih za zbrinjavanje nuklearnog otpada.

### ***Analiza načina i efekata otkaza***

Analiza načina i efekata otkaza (engl. *Failure Mode and Effect Analysis* - FMEA), postoji već 50 i više godina, ali tek u skorašnjoj istoriji njena upotreba nalazi širu primenu. Početno je upotrebljena u vojnoj i aeronautičkoj industriji. Vojna industrija Sjedinjenih Američkih Država je definiše kao redovnu proceduru analize rizika i pouzdanosti sistema standardom Mil-Std-1629a 80-ih godina prošlog veka (US. DoD, 1980). Primena FMEA metode doživljava ekspanziju zahvaljujući industriji automotizacije Sjedinjenih Američkih Država. Kao posledica potreba industrije, nastaje standard ISO/TS 16949 koji zahteva od dobavljača automobilske industrije da prilikom dizajna i proizvodnje delova sprovodi FMEA metodu u cilju prevencije otkaza pre nego što oni nastanu (FMC, 2004).

NASA definiše FMEA metod kao tabelarnu tehniku koja propisuje i načine na koji svaki sistemski element može otkazati sa radom ili vršenjem funkcije i procenjuje efekte posledica za svaki od tih otkaza. Takođe je i tehnika koja prethodi kreiranju stabla otkaza (Mraz & Huber, 2005).

Dakle, suština FMEA metode je sistematični metod identifikacije i prevencije problema vezanih za proizvode i procese pre nego što oni nastanu, u cilju prevencije defekata i podizanja nivoa sigurnosti.

Kada je u pitanju sam standard ISO 9000, on pripada porodici standarda menadžmenta kvaliteta i kada organizacija dostigne ciljeve ovog standarda znači da je organizacija razvila i koristi mehanizme kontrole procesa koji određuju prihvatljivosti svojih proizvoda i usluga. Ovaj standard je obuhvaćen i u standardu ISO/TS 16949, ali stavlja pred kompaniju još jedan zahtev koji je vezan za procesnu orijentaciju i potrošača. Ovaj zahtev je razvijen za potrebe automobilske industrije i zahteva analizu pouzdanosti, između ostalog i upotrebom FMEA metode.

FMEA je dakle prvobitno nastala za potrebe analize pouzdanosti. Cilj FMEA metode je pronaći sve načine na koji procesi i proizvodi mogu otkazati sa planiranim radom. Pod otkazom se smatra odstupanje od planiranog načina rada.

Rizik otkaza se u FMEA metodi računa kroz merenje uticaja tri faktora (McDermott et al., 1996; Stamatis, 2003):

- Verovatnoća pojavljivanja otkaza: verovatnoća ili učestalost pojavljivanja datog otkaza.
- Ozbiljnost efekata otkaza: mera posledice otkaza u slučaju njegovog nastanka.
- Detekcija: verovatnoća uočavanja otkaza pre nego što dođe do efekata otkaza.

Cilj je da se kroz prikupljene podatke o posmatranom sistemu identifikuju svi potencijalni otkazi u operativnom radu tog sistema. Nakon sastavljanja liste svih potencijalnih otkaza, kroz podatke o učestalosti i efektima koje otkazi imaju po sistem i njegovo funkcionisanje, na skali od 1 do 10 oceni se svaki od tri faktora (verovatnoća pojavljivanja, efekat, i mogućnost detekcije otkaza) i tako se dobije procena rizika za svaki od identifikovanih otkaza u sistemu. Skale koje se koriste mogu biti standardne

skale, a mogu se i posebno kreirati shodno potrebama sistema koji se analizira. Nakon davanja ocena svim individualnim faktorima rizika za svaki od inicijalno identifikovanih otkaza, cilj je dobiti rang prioriteta otkaza sistema na osnovu dobijenih ocena, čime se dobije uvid u prioritarnost delovanja na sistem. Ovaj generisan rang potencijalnih otkaza ukazuje donosiocu odluke na komponente sistema na koje treba delovati radi prevencije potencijalnih neželjenih događaja.

Termini koje FMEA koristi se definišu na sledeći način (Ericson, 2005):

- Otkaz: odstupanje stavke od svoje zahtevane, nameravane ili planirane funkcije, operacije ili ponašanja. Takođe, nesposobnost sistema ili dela sistema da odgovori na zahtev zbog kojeg je inicijalno kreiran.
- Način otkaza: način na koji dolazi do otkaza date stavke ili stanje u kome se nalazi sistem ili deo sistema koji je otkazao u trenutku otkaza.
- Uzrok otkaza: proces ili mehanizam odgovoran za dovođenje sistema ili podsistema u stanje otkaza.
- Efekat otkaza: posledica koju otkaz nosi sa sobom po operaciju, funkciju podsistem i sistem u celini.
- Neispravnost: neželjena anomalija u funkcionisanju dela sistema ili sistema u celini.
- Lista kritičnih stavki: lista stavki koje su kritične sa stanovišta funkcionisanja sistema.
- RPN - Broj prioriteta rizika: indeks za rangiranje rizika, predstavlja proizvod verovatnoće pojavljivanja otkaza (O), efekta otkaza (S) i detekcije (D):

$$RPN = S * O * D$$

Identifikaciju svih potencijalnih otkaza koji mogu da nastanu u sistemu takođe može da radi tim ljudi koji je multidisciplinarno orijentisan. Adekvatno sprovođenje FMEA metode kreće od sastavljanja tima ljudi koji je dobro iskustveno upoznat, ali i teoretski

sa funkcionisanjem analiziranog sistema. Navedeni tim može imati i lidera koji će imati veći stepen poznavanja datog sistema.

Nakon identifikacije svih potencijalnih rizika, prelazi se na analizu individualnih faktora koji će činiti ocenu rizika svih potencijalnih rizika u sistemu. Međutim u osnovi, sprovođenje FMEA metode se sastoji iz sledećih koraka (McDermott et al., 1996):

1. Pregled i uvid u posmatrani sistem.
2. Brainstorming potencijalnih načina otkaza.
3. Kreiranje liste efekata svih potencijalnih otkaza.
4. Dodeljivanje ocena za faktor ozbiljnosti efekata otkaza.
5. Dodeljivanje ocene za faktor verovatnoće pojavljivanja svih uočenih potencijalnih otkaza.
6. Dodeljivanje ocene za faktor detekcije otkaza.
7. Izračunavanje RPN vrednosti za sve uočene potencijalne otkaze u sistemu.
8. Rangiranje i prioritizacija otkaza na osnovu izračunatih RPN.
9. Preduzimanje akcija radi eliminisanja ili smanjenja mogućnosti otkaza.
10. Ponovno računanje RPN nakon sprovedenih akcija za redukciju rizika individualnih otkaza.

U FMEA metodi se koristi skala za dodeljivanje ocene verovatnoće pojavljivanja, kao i skala za dodeljivanje ocene ozbiljnosti neželjenih efekata. Takve skale su predstavljene u Tabeli 2-5, Tabeli 2-6 i Tabeli 2-7.



**Tabela 2-5. FMEA skala ocene pojavljivanja neželjenog događaja**

Ocena verovatnoće pojavljivanja efekata	Ocena
Neznatno. Otkaz je skoro neverovatan	1
Malo. Vrlo retki otkazi	2
Malo. Relativno malo otkaza	3
Umereno malo. Nečesti otkazi	4
Umereno. Povremeni otkazi	5
Umereno veliko. Frekventni otkazi	6
Veliko. Otkazi se javljaju često	7
Otkazi se ponavljaju	8
Otkazi i bezotkazni rad su skoro isti	9
Veoma veliko. Otkaz je skoro neizbežan	10

Isto važi i za procenu ozbiljnosti efekata, i takva skala je predstavljena u sledećoj tabeli.

**Tabela 2-6. FMEA skala ocene ozbiljnosti neželjenog događaja**

Ozbiljnost efekata	Ocena
Nikakva	1
Vrlo mala	2
Mala	3
Mala do umerene	4
Umerena.	5
Umerena do velika	6
Velika	7
Veoma velika	8
Hazard se javlja sa upozorenjem	9
Hazard se javlja bez upozorenja	10

Na kraju, slična je skala i za formiranje ocena mogućnosti detekcije efekata rizika.

**Tabela 2-7. FMEA skala ocene mogućnosti detekcije efekata rizika**

Ozbiljnost efekata	Ocena
Skoro izvesno	1
Veoma visoka	2
Visoka	3
Umereno visoka	4
Umerena	5
Niska	6
Veoma niska	7
Neznatna	8
Veoma neznatna	9
Skoro nemoguća	10

Množenjem tri FMEA faktora dobija se vrednost RPN.

Ovako izračunati RPN brojevi daju podatke analitičaru o prioritetu rizika u posmatranom sistemu, kao i mogućnost rangiranja sistemskih stavki po riziku koji nose po funkcionisanje sistema. Analiza načina, efekata i kritičnosti otkaza (engl. *Failure Modes Effects and Criticality Analysis – FMECA*) sadrži sve elemente FMEA metode, ali dodatno daje analizu kritičnosti svakog od načina otkaza.

Kada je u pitanju uloga FMEA metode u ekološkom menadžmentu i zaštiti životne sredine, može se zaključiti da je njen nivo primene vrlo veliki. Tako se javljaju posebni vidovi FMEA metode specijalno kreirani za merenje ekoloških rizika. Hayes (2002a) pokazuje primenu prilagođene FMEA metode na složene ekološke sisteme. Thivel i koautori (2008) pokazuju primenu FMEA metode na rizik koji sa sobom nosi sagorevanje biomase. Makajić-Nikolić i koautori (2011) koriste FMEA metodu za evaluaciju finansijskog rizika u industriji električne energije. Ćirović i koautori (2015) koriste FMEA metodu radi analize rizika oslanjanja zemalja Evropske unije na naftu i naftne derivate u odgovoru na svoje energetske zahteve, dok Makajić-Nikolić i

koautori (2016) koriste FMEA metodu za procenu rizika prouzrokovanog ispuštanjem sivih otpadnih voda sa brodova koji prolaze Dunavom kroz Republiku Srbiju, pri čemu analiziraju rizik po ljude.

Posebno je interesantna primena EFMEA metode odnosno analize ekoloških efekata i načina otkaza (engl. *Environmental Failure Mode and Effect Analysis* – EFMEA). Jozi i Seyfosadat (2014) koriste EFMEA metodu na setu integrisanih ekoloških faktora radi procene rizika povezanih sa radom brana u operativnim fazama. Eshtiaghi i koautori (2014) primenjuju EFMEA metodu za analizu rizika čvrstog industrijskog otpada u industrijskim parkovima.

Posebno je u poglavlju četiri ove disertacije dat pregled rada Ćirović (2018), u kom je izneta metodologija integrisanja metoda za procenu rizika, fazi AHP i FMEA radi dobijanja procene rizika emisija gasova staklene bašte po postizanje ciljeva Evropa 2030, kao deo načelne strategije zemalja Evropske unije u smanjenju efekata klimatskih promena.

### ***Kombinovanje Metoda Fazi Analitičko-Hijerarhijskog Procesu i Analiza načina i efekata otkaza***

Metoda analitičko hijerarhijskog procesa (AHP) je prvi put predstavljena od strane Saaty (1977; 1980), zajedno sa skalom od devet tačaka koja je korišćena da izrazi stavove preferencija prema specifičnim alternativama i atributima u okruženju višekriterijumskog odlučivanja (Saaty, 1980; 1988; 2008). Kao metoda je postala odmah popularna i široko se koristila u sličnim situacijama, a polje primene joj varira od upotrebe za razvoj poslovne strategije, strateško planiranje do analize tržišnih preferencija. Činjenica je da ovako široku upotrebu AHP metoda duguje uglavnom jednostavnosti njene primene.

Glavne zamerke AHP metodi se odnose na to da njena primena ne može u potpunosti da predstavi kognitivni proces donosioca odluke (Kahraman et al., 2003b). Osim toga, ona pokušava da predstavi kvantifikaciju misli donosioca odluke kao izveden matematički egzaktan broj (Wang et al., 2009; Wang et al., 2012).

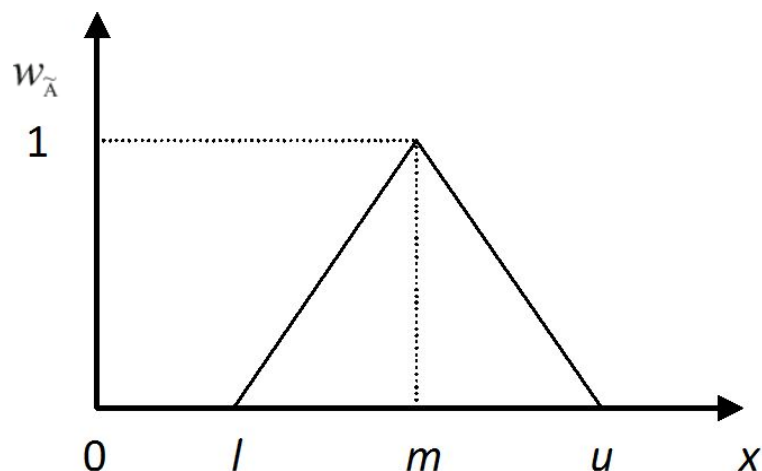
Za svaki par atributa  $a_{ij}$  predstavlja odnos težina elemenata  $i$  i  $j$ , i važi:

$$a_{ij} = w_i/w_j$$

Kao medijacija za ovaj nedostatak, AHP se obično koristi sa dodatnim metodama ili tehnikama. Jedan od takvih metoda koristi setove fazi brojeva koji označavaju preferencije donosilaca odluka prema datim alternativama ne kao egzaktan broj već kao stepen pripadanja.

Fazi brojevi su se pokazali kao koristan metod kada donosioci odluka nemaju jasne kriterijume za izražavanje svojih stavova. Koriste se kada su u evaluaciji prisutni relativni značaj različitih alternativa, neodređenost i nesigurnost.

Fazi skup je klasa objekata sa kontinuumom stepena pripadanja. Takav skup je okarakterisan funkcijom pripadanja koja dodeljuje svakom objektu ocenu pripadnosti između nula i jedan.



Slika 2.12. Prikaz domena fazi broja (adaptirano prema Zadeh, 1965)

Fazi broj, odnosno trouglasti fazi broj je određen kao:

$$\tilde{a}_i = (l_i, m_i, u_i)$$

gde  $l_i$ ,  $m_i$ ,  $u_i$  predstavljaju respektivno, donju, srednju i gornju vrednost broja. Odnosno, kao što je na grafiku i prikazano, moguću vrednost pripadanja.

Pojmovi inkluzije, unije, preseka, komplementarnosti, relacije, konveksnosti itd., su preneseni i važe nad takvim skupovima i jednako važe raznovrsne osobine ovih pojmova u kontekstu primene nad fazi skupovima. Posebno je dokazana teorema razdvajanja za konveksne fazi skupove bez potrebe da fazi skupovi budu razdvojeni (Zadeh, 1965). Prednost korišćenja fazi AHP metode u odnosu na samostalnu AHP metodu se ogleda u činjenici da ovaj pristup omogućava donosiocima odluke da izraze svoje preferencije i iznesu svoje ocene sa više sigurnosti. Ta prednost se zasniva na činjenici da njihova ocena predstavlja vrednosti intervala presude, što znači da su dobijeni rezultati više merljivi u odnosu na one dobijene kada se daju ocene kao fiksni vrednosni sudovi (Kahraman et al, 2003b; Sofialioğlu et al, 2012).

## **BIOGRAFIJA**

### ***Biografski podaci***

Marko Ćirović je rođen 10.10.1984. godine u Kraljevu, Republika Srbija. Završio je osnovnu školu „Dimitrije Tucović“ u Kraljevu sa odličnim uspehom, a potom i Kraljevačku gimnaziju, prirodno-matematički smer. Akademske 2004/05 godine upisao je Univerzitet u Beogradu – Fakultet organizacionih nauka, koji je završio sa prosečnom ocenom studija 8,16 (osam i 16/100). Dana 21.10.2010. godine diplomirao je na temu „Pravni okviri zaštite autorskih prava na Internetu“ sa ocenom 10 (deset). Nakon toga upisuje master studije na Univerzitetu u Beogradu - Fakultet organizacionih nauka - Menadžment i organizacija - Marketing inženjering. Završni master rad na temu „Nove strategije i alati eko-marketinga“, je odbranio dana 17.09.2012. godine sa ocenom 10 (deset) i završio master studije sa prosečnom ocenom 9,57 (devet i 57/100). Posle toga školske 2012/2013 godine upisuje doktorske studije na Univerzitetu u Beogradu - Fakultet organizacionih nauka, studijski program Informacioni sistemi i menadžment, izborno područje Menadžment. Na doktorskim studijama je položio sve ispite (9/9 ispita) sa prosečnom ocenom 10 (deset) posle čega je prijavio i odbranio pristupni rad „Procena rizika u ekološkom menadžmentu“.

Tokom studiranja bio je aktivni član Debatnog kluba Fakulteta organizacionih nauka sa kojim je četiri puta bio prvak Univerziteta u Beogradu i Srbije, osvojio i bio finalista više evropskih turnira i 2010. godine osvojio prvo mesto na Svetskom univerzitetskom debatnom prvenstvu u Antaliji u kategoriji “EFL”, više puta osvojio titulu najboljeg govornika, i bio trener tima Fakulteta koji je osvojio 1. mesto na Menadžerijadi 2012. godine. Sa Debatnim klubom je organizovao više Letnjih škola na temu komunikacije, argumentacije i ubeđivanja. Bio je koordinator i član

Organizacionog odbora najvećeg evropskog akademskog takmičenja u znanju - Evropskog univerzitetskog debatnog prvenstva. Takođe je bio član i jedan od osnivača, a kasnije i koordinator AKUD Fakulteta organizacionih nauka, sa kojim je organizovao više kulturno-umetničkih događaja, predstava, izložbi i humanitarnih akcija, kao i član i studentske ekološke organizacije EkoFON, u čijem radu učestvuje i danas.

Marko Ćirović je bio i predavač na: seminaru Novi lideri Novog Beograda organizovanom od strane Kancelarije za mlade opštine Novi Beograd na temu „Veštine komunikacije”, Beograd; prolećnoj školi FON-a *“Spring school 2011 - entrepreneurs reputation in digital era”* za studente iz Nemačke i Srbije; seminaru Unapređenje liderskih veština kod Roma i održavanje predavanja i radionica na temu javnog nastupa i argumentacije (organizator Beogradska otvorena škola). Takođe, je učestvovao u organizaciji i bio angažovan kao predavač na međunarodnim letnjim školama FON-a *“Persuasion 07”*, *“Dialogue 08 - practical school of debate”* i *“Comunique 09”*, kao i na međunarodnoj akademiji *“Peking 2011”* i Internacionalno debatnoj akademiji – *“IDAS 2012”* organizovanoj od strane *World Debate Institute*-a. Od 2006. do 2008. godine je bio član Upravnog odbora i aktivni trener NVO „Otvorena komunikacija“, udruženja koje se bavi unapređenjem kulture dijaloga.

U oktobru 2011. godine imao je gostujuće predavanje na *Univerzi v Mariboru - Fakultetu za organizacijske vede, Slovenia* na temu *“The role of debating in development of critical and creative thinking”*, a u decembru 2011. godine učestvovao je u debati na *Univerzi v Ljubljani - Fakultetu za upravo, Slovenia* na temu *“Limits on individual consumption of energy”*. Takođe je bio član radne grupe za izradu Programa zaštite životne sredine grada Beograda u organizaciji Sekretarijata za zaštitu životne sredine i Instituta Kirilo Savić.

Na Univerzitetu u Beogradu - Fakultet organizacionih nauka je angažovan od 01.10.2011. godine, prvo kao demonstrator (student-saradnik), zatim od 01.03.2012.

godine kao stručni saradnik u Centru za ekološki menadžment i održivi razvoj sa pravom izvođenja vežbi, potom od 01.10.2012. godine kao saradnik u zvanju saradnika u nastavi za užu naučnu oblast Menadžment tehnologije, inovacija i razvoja, a od 04.10.2013. i 04.10.2016. godine kao saradnik u zvanju asistenta za užu naučnu oblast Menadžment tehnologije, inovacija i razvoja.

Poseduje znanje engleskog jezika (aktivno), kao i rada na računaru (*MS Office, Adobe* grafički paket, *Macromedia* paket).

### ***Stečeno naučno istraživačko iskustvo***

Marko Ćirović je školske 2012/2013 godine upisao doktorske studije na Univerzitetu u Beogradu - Fakultet organizacionih nauka, studijski program Informacioni sistemi i menadžment, izborno područje Menadžment. Na doktorskim studijama je položio sve ispite (9/9 ispita) sa prosečnom ocenom 10 (deset).

#### *Spisak položenih predmeta sa ESPB bodovima*

Br..	Položeni predmeti na doktorskim studijama	ESPB
1.	Nauka o menadžmentu	10
2.	Statistika u menadžmentu	10
3.	Sistem menadžmenta životnom sredinom	10
4.	Marketing i upravljanje odnosima sa kupcima	10
5.	Odlučivanje – izabrana poglavlja	10
6.	Marketing informacioni sistemi	10
7.	Poslovna inteligencija - izabrana poglavlja	10
8.	Stohastički procesi	10
9.	Novi trendovi u operacionim istraživanjima	10



Kandidat je odbranio pristupni rad 06.10.2016. godine pod nazivom „Procena rizika u ekološkom menadžmentu” i ostvario 30 ESPB bodova. Ukupno je ostvario 120 ESPB bodova sa prosečnom ocenom 10.

#### *Učešće u organizaciji naučnih skupova*

Marko Ćirović je bio član organizacionih i tehničkih odbora na sledećim međunarodnim i domaćim simpozijumima i skupovima:

1. *Lean Tech'13 2<sup>nd</sup> International Scientific Conference on Lean Technologies, Belgrade, Serbia, September 5 - 6, 2013.*
2. IX skup privrednika i naučnika - SPIN'13 Nova industrijalizacija, reinženjering i održivost, Beograd, 05-06. novembar 2013.
3. X skup privrednika i naučnika SPIN'15 Inovativna rešenja operacionog menadžmenta za revitalizaciju privrede Srbije, Beograd, 05-06. novembar 2015.
4. XI skup privrednika i naučnika SPIN'17 Štedljivo (lean) upravljanje resursima u privredi Republike Srbije, Beograd, 09-10. novembar 2017.
5. XII skup privrednika i naučnika SPIN'19 Lin transformacija i digitalizacija privrede Srbije, Beograd, 07-08. novembar 2019.

#### ***Spisak naučnoistraživačkih projekata***

Učestvovao je u realizaciji sledećih naučnoistraživačkih i stručnih projekata:

1. Međunarodni projekat *TEMPUS Project: Conversion Courses for Unemployed University Graduates in Serbia – ConCur - 145009-TEMPUS-2009-RS-JPHES*, izvođač Univerzitet u Beogradu, Beograd, 2012. godina.
2. Međunarodni projekat *TEMPUS Project: Production and Profitability improvement in Serbia Enterprises by adopting Lean Thinking Philosophy and strengthening Enterprise – Academia connections – LeanEA – Project 511084-TEMPUS-1-2010-1-*

*RS-TEMPUS-JPHES*, izvođač Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad, 2012-2013. godine.

3. Projekat Međunarodna letnja škola *Advocating for the Environment* u saradnji sa *World Debate Institute – University of Vermont, USA*, izvođač Centar za ekološki menadžment i održivi razvoj i EkoFON, Univerzitet u Beogradu - Fakultet organizacionih nauka, Beograd, 2012-2013. godine.
4. Međunarodni projekat *VIBE: Venture initiative in the Balkan Europe, South East Europe – Transnational Cooperation Programme, European Union*, nosilac *Spirit Slovenia, Slovenia*, izvođač Univerzitet u Beogradu - Fakultet organizacionih nauka, Beograd, 2013-2015. godine.

#### ***Nastavne aktivnosti***

Na Fakultetu organizacionih nauka, kandidat Marko Ćirović je angažovan u organizaciji, pripremi i realizaciji vežbi na više predmeta iz uže naučne oblasti Ekološki menadžment na osnovnim i master akademskim studijama: Ekološki menadžment, Sistem kvaliteta životne sredine, Eko-marketing, Dizajn za životnu sredinu i Integrisani ekološki menadžment.

#### ***Spisak objavljenih radova***

Marko Ćirović je kao autor i koautor, objavio više radova u naučnim časopisima međunarodnog i nacionalnog značaja, te izlagao veći broj radova na međunarodnim i nacionalnim naučnim skupovima (ukupno 47). Od toga se posebno ističu četiri rada u časopisima na *SCI* listi sa impakt faktorom (kategorije M22 i M23), kao i četiri rada kao poglavlja u monografijama međunarodnog značaja (M14).

## SPISAK OBJAVLJENIH RADOVA

### *Naučne publikacije*

#### **Poglavlje u monografiji međunarodnog značaja (M14)**

1. **Ćirović M.D.** (2019). Planetary Boundaries: A Sustainability Framework. In: Leal Filho W., Azul A., Brandli L., Özuyar P., Wall T. (eds) Climate Action. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Springer Nature Switzerland AG. Springer, Cham. Online ISBN 978-3-319-71063-1. doi: 10.1007/978-3-319-05885-9.
2. Petrovic, N., Petkovic, J., Levi Jaksic, M., Makajic-Nikolic, N & **Cirovic, M.** (2017). The Delphi Method Application in the Analysis of Postgraduate Students' Attitudes on the Environmental Performance Index, In Jeremic, V., Radojicic, Z., & Dobrota, M. (Eds.), Emerging Trends in the Development and Application of Composite Indicators, pp. 248-276, Hershey, PA, ISBN13: 9781522507147, doi: 10.4018/978-1-5225-0714-7.
3. **Cirovic, M.**, Petrovic, N., & Slovic, D. (2014). EPI: Environmental Feedback on the Organization's Sustainability, In M. Levi Jakšić, S. Barjaktarović Rakočević & M. Martić (Eds.) Innovative Management and Firm Performance: An Interdisciplinary Approach and Cases, pp. 122-138, United Kingdom: Palgrave Macmillan, ISBN: 9781137402202.
4. Petrovic, N., Jeremic, V., Petrovic, D., & **Cirovic, M.** (2014). Modeling the Use of Facebook in Environmental Higher Education, In Ć. Mallia (Ed.), The Social Classroom: Integrating Social Network Use in Education, pp. 100-119, Hershey, PA: Information Science Reference, ISBN13: 9781466649040, doi:10.4018/978-1-4666-4904-0.ch006.

#### **Rad u istaknutom međunarodnom časopisu (M22)**

1. Makajic-Nikolic, D., Petrovic, N., **Cirovic, M.**, Vujosevic, M., & Presburger-Ulnikovic, V. (2016). The model of risk assessment of greywater discharges from the Danube River ships, *Journal of Risk Research*, 19(4), pp. 496-514, ISSN 1366-9877, IF (2016) - 1.340. doi. 10.1080/13669877.2014.988286.

#### **Rad u istaknutom međunarodnom časopisu (M23)**

1. **Ćirović, M. D.** (2018). Risk analysis of the European Union 2030 greenhouse gas emission target compliance. *International Journal of Global Warming*, 16(1), 64-85, ISSN 1758-2083, IF (2018) - 0.779. doi.10.1504/IJGW.2018.094311.
2. Petrovic, N., Savic, G., Andrijasevic, D., Stanojevic, M., **Cirovic, M.**, Slovic, D., & Radakovic, J.A. (2016). Evaluating eco-efficiency of beverages packaging materials: A Data envelopment analysis approach, *Fresenius Environmental Bulletin*, FEB 08, pp. 2958-2963, ISSN 1018-4619, IF (2017) = 0.673.
3. **Cirovic, M.**, Makajic-Nikolic, D., Petrovic, N., Vujosevic, M., & Kuzmanovic, M. (2015). European Union oil import dependency risk analysis, *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1), pp. 75-81, ISSN 1230-1485, IF (2015) - 0.790. doi.10.15244/pjoes/26105.

#### **Rad u časopisu međunarodnog značaja verifikovanog posebnom odlukom (M24)**

4. Petrovic, N., Jeremic, V., **Cirovic, M.**, Radojicic, Z., & Milenkovic, N. (2014). Facebook versus Moodle in practice, *American Journal of Distance Education*, 28(2), pp. 117-125, ISSN 0892-3647.
5. Petrovic, N., Slovic, D., & **Cirovic, M.** (2013). An approach for measuring environmental performance of organizations, *Aktualni problemi ekonomiki*, 11, pp. 462-470, ISSN 1993-6788.

#### **Rad u vodećem naučnom časopisu nacionalnog značaja (M51)**

1. Petrović, N., Šnajder, A., **Ćirović, M.**, & Milenković, N. (2012). Debata u obrazovanju za održivi razvoj, *Management - časopis za teoriju i praksu menadžmenta*, 17(65), str. 33-39, ISSN 0354-8635, DOI: 10.7595/management.fon.2012.0031 (srpsko izd.)  
(Debate in Education for Sustainable Development, *Management - časopis za teoriju i praksu menadžmenta*, 17(65), pp. 33-39, ISSN 0354-8635, DOI: 10.7595/management.fon.2012.0031 (engl. izd.))
2. Petrović, N., Slović, D., & **Ćirović, M.** (2012). Indikatori ekoloških performansi kao smernice ka održivosti, *Management - časopis za teoriju i praksu menadžmenta*, 17(64), str. 5-14, ISSN 0354-8635, DOI: 10.7595/management.fon.2012.0026 (srpsko izd.)  
(Environmental Performance Indicators as Guidelines Towards Sustainability, *Management - časopis za teoriju i praksu menadžmenta*, 17(64), pp. 5-14, ISSN 0354-8635, DOI: 10.7595/management.fon.2012.0026 (engl. izd.))

#### **Rad u naučnom časopisu (M53)**

1. **Ćirovic, M.**, Petrovic, N., & Radojicic, Z. (2014). Sustainable Waste Management– Survey on Waste Collectors’ Work Satisfaction in the Public Utility Company, *Romanian Statistical Review Supplement*, 62(9), pp. 50-59, ISSN 1844-7694.

#### **Saopštenje sa međunarodnog skupa štampano u celini (M33)**

1. **Ćirović, M.**, Petrović, N., Milenković, N., Šarenac, N. Radaković J.A. (2019). Environmental Awareness and Causal Behavioural Patterns – Why Do We Make “Wrong” Environmental Choices?, P. Šprajc, I. Podbregar, D. Maletič M. Radovanović (Ed.),, *Proceedings of the 38th International Conference on Organizational Science Development: Ecosystem of Organizations in the Digital Age*, 20. - 22. marec 2019, Portorož, Slovenia, 2019, pp. 177-184, ISBN 978-961-286-250-3, DOI: 10.18690/978-961-286-250-3.15.

2. Stanojević, K., Petrović, N., **Ćirović, M.**, Radaković, J.A. (2019). Students' Perceptions of Medical Waste Management in Serbia, P. Šprajc, I. Podbregar, D. Maletič M. Radovanović (Eds.), Proceedings of the 38th International Conference on Organizational Science Development: Ecosystem of Organizations in the Digital Age, 20. - 22. marec 2019, Portorož, Slovenia, 2019, pp. 969-978, ISBN 978-961-286-250-3, DOI: 10.18690/978-961-286-250-3.74.
3. Mihajlović, O., Petrović, N., Đoković, A., Milenković, N., **Ćirović, M.** (2018). Health Care Workers' Knowledge and Practices Regarding the Medical Waste Management: A Case Study of the Tertiary Health Care Institution, O. Arsenijević, I. Podbregar, P. Šprajc, D. Trivan, Y. Ziegler, (Eds.), Proceedings of the 37th International Conference on Organizational Science Development: Organization And Uncertainty In The Digital Age, Portorož, Slovenia, 21. - 23. marec 2018, Portorož, Slovenia, 2018, pp. 719-730, ISBN 978-961-286-146-9, DOI: 10.18690/978-961-286-146-9.58.
4. Šarenac, N., **Ćirović, M.** Petrović, N., (2018). Environmental Awareness, Attitudes And Causal Behavioral Patterns: An Overview With A Glance At Environmental Impacts Of Digital Era, Žarkić-Joksimović, N., & Marinković, S. (Eds.). (2018). Symposium proceedings-XVI International symposium Symorg 2018: Doing Business in the Digital Age: Challenges, Approaches and Solutions, 7-10. Jun, Zlatibor, Serbia, University of Belgrade, Faculty of Organizational Sciences, pp.1113-1121, ISBN 978-86-7680-361-3.
5. **Ćirović, M.** Milanović, N. Popović, M. Šošević, U. Marinović, M. (2017). Optimizing and maintaining of organizational energy efficiency through smart computer usage and scheduling, Proceedings of International conference Maintenance forum 2017, Montenegro, Bečići, 24. - 26. May, 2017.
6. Milenković, J., Petrović, N., Milenković, N., Delibašić, B., & **Ćirović, M.** (2016). Analysis of professional interests of elementary school students, 35<sup>th</sup> International Conference on Organizational Science Development SUSTAINABLE

- ORGANIZATION 16<sup>th</sup> to 18<sup>th</sup> March 2016, Portorož, Slovenia, 2016, 8p., ISBN 978-961-232-285-4.
7. Milekić M., **Ćirović M.**, & Petrović N. (2016). Reaching energy efficiency through environmentally responsible hardware and software development, Proceedings of International symposium SymOrg 2016, Zlatibor, Srbija, 10-13.06.2016, Belgrade, University of Belgrade, Faculty of Organizational Studies, 2016, pp. 572-576, ISBN 978-86-7680-326-2.
  8. Vignjević M., & **Ćirović M.** (2016). Accomplishing goals of tertiary environmental education by using debate as an educational method, Proceedings of International symposium SymOrg 2016, Zlatibor, Srbija, 10-13.06.2016, Belgrade, University of Belgrade, Faculty of Organizational Studies, 2016, pp. 531-537, ISBN 978-86-7680-326-2.
  9. Petrović, A., Petrović, N., Pečar, Z., **Ćirović, M.**, & Milenković, N. (2015). Public-private partnership as possible instrument of local economic and environmental development, Internationalization and cooperation: Proceedings of the 34<sup>th</sup> International Conference on Organizational Science Development, 25<sup>th</sup>-27<sup>th</sup> March 2015, Portorož, Slovenia, 2015, pp. 894-901, ISBN 978-961-232-280-9.
  10. Petrović, N., **Ćirović, M.**, Delibašić, B., Kaličanin, D., & Milenković, J. (2015). Creativity in higher education, Internationalization and cooperation: Proceedings of the 34<sup>th</sup> International Conference on Organizational Science Development, 25<sup>th</sup>-27<sup>th</sup> March 2015, Portorož, Slovenia, 2015, pp. 886-893, ISBN 978-961-232-280-9.
  11. **Ćirović, M.**, Delibašić, B., Petrović, N., Makajić-Nikolić, D., & Milenković, N. (2014). Ski Slopes Injury Risk Evaluation based on FMEA Method. 33. mednarodna konferenca o razvoju organizacijskih znanosti FOKUS 2020, 19.-21.marec 2014, Portorož, Slovenia, 2014, pp. 140-147, ISBN 978-961-232-274-8. (Outstanding paper award – proglašen za najbolji rad na konferenciji od ukupno 300 radova)
  12. Petrovic, N., Jeremic, V., **Cirovic, M.**, Milenkovic, N., & Radakovic, J.A. (2014). Assessing the use of flash cards in the higher environmental education classroom,

- ICICTE 2014: 14<sup>th</sup> International Conference on Information Communication Technologies in Education, Greece, 2014, pp. 102-110, ISBN: 978-0-9926958-3-5.
13. **Ćirović, M.**, Petrović, N., & Radojičić, Z. (2014). Sustainable waste management: survey on waste collectors' work satisfaction in the public utility company, Proceedings of the XIV International Symposium SymOrg 2014: New Business Models and Sustainable Competitiveness Management and Business Performance, Zlatibor, Serbia, 2014, pp. 1600-1605, ISBN: 978-86-7680-295-1.
  14. Dobrota, M., Petrovic, N., **Cirovic, M.**, & Jeremic, V. (2013). Measuring and evaluating air pollution per inhabitant: A statistical approach, Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Environmental Science and Development - ICESD 2013 Hong Kong, 19-20, January 2013, Dubai, 2013, pp. 33-37, Dubai: UAE, ISSN 2212-6708.
  15. **Ćirović, M.**, Makajić Nikolić, D., Vujošević, M. Petrović, N., & Kuzmanović, M. (2013). Applying FMEA as a tool for oil dependency analysis - European Union case study, M. Ferjan (Ed.), Proceedings of the 32. mednarodna konferenca o razvoju organizacijskih znanosti PAMETNA ORGANIZACIJA Talenti. Vitka organiziranost. Internet stvari., 20. - 22. marec 2013, Portorož, Slovenia, 2013, pp. 115-122., Kranj: Moderna organizacija, ISBN 978-961-232-264-9. (CD-ROM edition)
  16. Petrovic, N., Jeremic, V. **Cirovic, M.**, Radojicic, Z., & Milenkovic, N. (2013). Facebook vs. moodle: what do students really think?, L. Morris, C. Tsolakidis (Eds.), Proceedings of International Conference on Information Communication Technologies in Education - ICICTE 2013, Crete, Greece - July 4-6, Greece, 2013, pp. 413-421, Crete: Southampton Solent University, University of the Aegean, The Justice Institute of British Columbia (JIBC), ISBN 978-99957-0-533-6. (under the patronage of UNESCO)
  17. Petrović, N., Slović, D., & **Ćirović, M.** (2013). Lean and Green, Lean Tech'13 2<sup>nd</sup> International Scientific Conference on Lean Technologies, September 5 - 6, 2013, September 13-14, Belgrade, Serbia, 2013, pp. 181-187, Belgrade: University of



Belgrade - Faculty of Organizational Sciences, Chair of Industrial and Management Engineering, ISBN 978-86-7680-283-8.

18. Petrović, N., **Ćirović, M.**, Drakulić, M., Drakulić, R., & Rhydian, M. (2012). Measuring consequential behaviour changes in higher environmental education, Proceedings of 8vo Congreso Internacional de Educación Superior, Palacio de Convenciones de La Habana, Cuba, 13 al 17 de febrero del 2012, La Habana, La República de Cuba 2012, 10 p. La Habana: Ministerio de Educación Superior y las universidades. (CD-ROM edition)
19. Petrović, N., Vuk, D., Drakulić, M., Senegačnik, M., Drakulić, R., & **Ćirović, M.** (2012). Good practices in higher education for sustainable development, M. Ferjan (Ed.), Proceedings of the 31<sup>st</sup> International Conference on Organizational Science Development QUALITY. INNOVATION. FUTURE., March 21<sup>st</sup> – 23<sup>rd</sup>, Portorož, Slovenia, 2012, pp. 921-928. Kranj: Moderna organizacija, ISBN 978-961-232-254-0. (CD-ROM edition)
20. **Ćirović, M.**, Petrović, N., & Slović, D. (2012). Towards sustainable organization: measuring environmental performance indicators, M. Ferjan (Ed.), Proceedings of the 31<sup>st</sup> International Conference on Organizational Science Development QUALITY. INNOVATION. FUTURE., March 21<sup>st</sup> – 23<sup>rd</sup>, Portorož, Slovenia, 2012, pp. 152-159. Kranj: Moderna organizacija, ISBN 978-961-232-254-0. (CD-ROM edition)
21. Petrović, N., & **Ćirović, M.** (2012). Corporate Water Footprint: Risks, opportunities, and management options for sustainable development, M. Morell (Ed.), Proceedings of The Fifth International Scientific Conference BALWOIS 2012 - Conference on Water, Climate and Environment 2012, 28 May, 2 June 2012, Ohrid, Republic of Macedonia, 2012, 8p. Skopje: Faculty of civil engineering, ISBN 978-608-4510-10-9. (CD-ROM edition)
22. **Ćirović, M.**, & Petrović, N. (2012). Climate changes: impact on human migration, M. Morell (Ed.), Proceedings of The Fifth International Scientific Conference

- BALWOIS 2012 - Conference on Water, Climate and Environment 2012, 28 May, 2 June 2012, Ohrid, Republic of Macedonia, 2012, 8p. Skopje: Faculty of civil engineering, ISBN 978-608-4510-10-9. (CD-ROM edition)
23. Petrović, N., Petrović, D., Jeremic, V., Milenković, N., & **Ćirović, M.** (2012). Possible educational use of facebook in higher environmental education, L. Morris, C. Tsolakidis (Eds.), Proceedings of International Conference on Information Communication Technologies in Education - ICICTE 2012 July 5-7, Rhodes, Greece, 2012, pp. 355-362. Rhodes: Southampton Solent University, University of the Aegean, The Justice Institute of British Columbia (JIBC), ISBN 978-99957-0-244-1. (under the patronage of UNESCO)
24. **Ćirović, M.**, Petrović, N., & Slović, D. (2012). EPI: environmental feedback on organization's sustainability, M. Levi-Jakšić, S. Barjaktarović Rakočević (Eds.), Innovative management and business performance: Symposium proceedings of the XIII International symposium SymOrg 2012, june 5-9, Zlatibor, 2012, pp. 1775-1782, Smederevo: Newpress, ISBN 978-86-7680-255-5. (CD-ROM edition)
25. Jovanović S., Dragičević, N., & **Ćirović, M.** (2012). Debate - Method Of Lecturing At University, M. Levi-Jakšić, S. Barjaktarović Rakočević (Eds.), Innovative management and business performance: symposium proceedings of the XIII International symposium SymOrg 2012, june 5-9, Zlatibor, 2012, pp. 571-577, Smederevo: Newpress, ISBN 978-86-7680-255-5. (CD-ROM edition)
26. Petrović, N., Slović, D., & **Ćirović, M.** (2012). Measuring Environmental Performance Indicators, I. Beker (Ed.), First Scientific Conference on LEAN TECHNOLOGIES, LeanTech'12 Proceedings, September 13-14, Novi Sad, Serbia, 2012, pp. 225-232, Novi Sad: University of Novi Sad – Faculty of Technical Sciences, Department of Industrial Engineering and Management, ISBN 978-86-7892-445-3.

**Saopštenje sa skupa nacionalnog značaja štampano u celini (M63)**

1. Petrović, N., Radaković, J.A., Milenković, N., & **Ćirović, M.** (2019). Upotreba Facebook-a kao platforme za e-učenje: Studija slučaja. U M. Martić, D. Makajić-Nikolić, & G. Savić. (Eds.), Zbornik radova XLVI Simpozijuma o operacionim istraživanjima - SYM-OP-IS 2019, 15-18. septembar, Kladovo, Srbija, 2019, str. 76-81).
2. Stanojević, K., Petrović, N., Drakulić, M., **Ćirović, M.** (2017). Stavovi o upravljanju medicinskim otpadom u Srbiji: studija slučaja, D. Vasiljević, L. Đorđević, (Eds.), Zbornik radova - XI skup privrednika i naučnika SPIN'17: „Štedljivo (lean) upravljanje resursima u privredi Republike Srbije”, Fakultet organizacionih nauka, Centar za operacioni menadžment, Beograd, 2017, str. 286-292, Beograd: Fakultet organizacionih nauka, ISBN 978-86-7680-343-9.
3. **Ćirović, M.**, (2017). Pregled primene metoda operacionih istraživanja u ekološkom menadžmentu, G. Ćirović (Ed.), Zbornik radova SYM-OP-IS 2017 XLIV Međunarodni skup o operacionim istraživanjima, 25-28. septembar, Zlatibor, Srbija, 2017, str. 451-454, ISBN 978-86-7488-135-4.
4. **Ćirović, M.**, Petrović, N., Makajić-Nikolić, D. (2016). Procena rizika u ekološkom menadžmentu, Zbornik radova SYM-OP-IS 2016 XLIII Međunarodni skup o operacionim istraživanjima, 20-23.9.2016, Tara, Srbija, 2016, str. 49-52, ISBN 978-86-3350535-2.
5. Đuričić, Đ., & **Ćirović, M.** (2015). Upotreba obnovljivih izvora energije u televizijskoj industriji, B., Stošić, N. Petrović, S. Antić (Eds.), Zbornik radova - X skup privrednika i naučnika SPIN'15: „Inovativna rešenja operacionog menadžmenta za revitalizaciju privrede Srbije”, Fakultet organizacionih nauka, Centar za operacioni menadžment, Privredna komora Srbije, Beograd, 2015, str. 217-224, Beograd: Fakultet organizacionih nauka, ISBN 978-86-7680-320-0.
6. Jačović, V., Radaković, J.A., **Ćirović, M.** (2015). Primena ekološke teorije u sportskoj psihologiji i razvoju sportskih talenata, B., Stošić, N. Petrović, S. Antić (Eds.), Zbornik radova - X skup privrednika i naučnika SPIN'15: „Inovativna rešenja

operacionog menadžmenta za revitalizaciju privrede Srbije”, Fakultet organizacionih nauka, Centar za operacioni menadžment, Privredna komora Srbije, Beograd, 2015, str. 225-231, Beograd: Fakultet organizacionih nauka, ISBN 978-86-7680-320-0.

7. Makajić-Nikolić, D., **Ćirović, M.**, Petrović, N., Vujošević, M., & Presburger-Ulniković, V. (2013). Analiza ekološkog rizika od crnih i sivih otpadnih voda na Dunavu, Zbornik radova SYM-OP-IS 2013 XL Međunarodni skup o operacionim istraživanjima, 7-12.9.2013. Zlatibor, 2013, str. 9-14, ISBN: 978-86-7680-286-9.
8. Jovanović, I., Petrović, N., Petković, J., Slović, D., & **Ćirović, M.** (2013). Ekološki odgovorna logistika, M., Levi Jakšić, D. Lečić-Cvetković, (Eds.), Zbornik radova - IX skup privrednika i naučnika SPIN'13: „Nova industrijalizacija, reinženjering i održivost”. Fakultet organizacionih nauka, Centar za operacioni menadžment, Privredna komora Srbije, Beograd, 2013, str. 289-295, Beograd: Fakultet organizacionih nauka, ISBN 978-86-7680-288-3.

## Izjava o autorstvu

Potpisana Marko D. Ćirović

broj indeksa 5006/2012

## Izjavljujem

da je doktorska disertacija pod naslovom

RAZVOJ MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU  
INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA

- rezultat sopstvenog istraživačkog rada,
- da predložena disertacija u celini ni u delovima nije bila predložena za dobijanje bilo koje diplome prema studijskim programima drugih visokoškolskih ustanova,
- da su rezultati korektno navedeni i
- da nisam kršio autorska prava i koristio intelektualnu svojinu drugih lica.

**Potpis doktoranda**

U Beogradu, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

## **Izjava o istovetnosti štampane i elektronske verzije doktorskog rada**

Ime i prezime autora Marko D. Ćirović

Broj indeksa 5006/2012

Studijski program Informacioni sistemi i menadžment, izborno područje Menadžment

Naslov rada RAZVOJ MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU  
INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA

Mentor dr Nataša Petrović, redovni profesor, Fakultet organizacionih nauka,  
Univerzitet u Beogradu

Potpisan Marko D. Ćirović

Izjavljujem da je štampana verzija mog doktorskog rada istovetna elektronskoj verziji koju sam predao za objavljivanje na portalu **Digitalnog repozitorijuma Univerziteta u Beogradu**.

Dozvoljavam da se objave moji lični podaci vezani za dobijanje akademskog zvanja doktora nauka, kao što su ime i prezime, godina i mesto rođenja i datum odbrane rada. Ovi lični podaci mogu se objaviti na mrežnim stranicama digitalne biblioteke, u elektronskom katalogu i u publikacijama Univerziteta u Beogradu.

**Potpis doktoranda**

U Beogradu, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

## Izjava o korišćenju

Ovlašćujem Univerzitetsku biblioteku „Svetozar Marković“ da u Digitalni repozitorijum Univerziteta u Beogradu unese moju doktorsku disertaciju pod naslovom:

RAZVOJ MODELA EKOLOŠKOG UPRAVLJANJA NA NACIONALNOM NIVOU  
INTEGRISANJEM METODA PROCENE RIZIKA

koja je moje autorsko delo.

Disertaciju sa svim prilogima predao sam u elektronskom formatu pogodnom za trajno arhiviranje.

Moju doktorsku disertaciju pohranjenu u Digitalni repozitorijum Univerziteta u Beogradu mogu da koriste svi koji poštuju odredbe sadržane u odabranom tipu licence Kreativne zajednice (Creative Commons) za koju sam se odlučila.

1. Autorstvo
2. Autorstvo - nekomercijalno
3. Autorstvo – nekomercijalno – bez prerade
4. Autorstvo – nekomercijalno – deliti pod istim uslovima
5. Autorstvo – bez prerade
6. Autorstvo – deliti pod istim uslovima

**Potpis doktoranda**

U Beogradu, \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

1. Autorstvo - Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence, čak i u komercijalne svrhe. Ovo je najslobodnija od svih licenci.

2. **Autorstvo – nekomercijalno.** Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu dela.

3. **Autorstvo - nekomercijalno – bez prerade.** Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, bez promena, preoblikovanja ili upotrebe dela u svom delu, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu dela. U odnosu na sve ostale licence, ovom licencom se ograničava najveći obim prava korišćenja dela.

4. **Autorstvo - nekomercijalno – deliti pod istim uslovima.** Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ova licenca ne dozvoljava komercijalnu upotrebu dela i prerada.

5. **Autorstvo – bez prerade.** Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, bez promena, preoblikovanja ili upotrebe dela u svom delu, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence. Ova licenca dozvoljava komercijalnu upotrebu dela.

6. **Autorstvo - deliti pod istim uslovima.** Dozvoljavate umnožavanje, distribuciju i javno saopštavanje dela, i prerade, ako se navede ime autora na način određen od strane autora ili davaoca licence i ako se prerada distribuira pod istom ili sličnom licencom. Ova licenca dozvoljava komercijalnu upotrebu dela i prerada. Slična je softverskim licencama, odnosno licencama otvorenog koda.