

LATVIJAS UNIVERSITĀTE  
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE  
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

SISTĒMDINAMIKAS PIELIETOŠANA VIDES KVALITĀTES  
MODELĒŠANĀ: ENĢURES EZERA PIEMĒRS

MAĢISTRA DARBS

Autors: Mārcis Zariņš

Stud. apl. mz08083

Darba vadītājs: Māris Kļaviņš,

dr.habil.ķīm., profesors

Konsultante: Andra Blumberga

dr.inž., profesore

Rīga 2013

## ANOTĀCIJA

Sistēmdinamikas un konceptuālo modeļu pielietošana ekoloģisko procesu modelēšanā ir jauns pētījumu virziens, kas līdz šim ir maz pētīts. Ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu datus var kvalitatīvi pielietot modelēšanas procesos. Viens no šī pētījuma mērķiem ir apzināt datus, kas nepieciešami, lai vispusīgi atspoguļotu ekosistēmas kvalitāti un to ietekmējošo faktoru savstarpējo mijiedarbību. Pētījuma gaitā ir apzinātas piemērotākās sistēmdinamikas metodes ekosistēmu stāvokļa modelēšanā, kā arī izveidots apakšmodelis „Putni Engures ezerā”, kas atspoguļo putnu populāciju ietekmējošos faktorus un atspoguļo iespējamās to attīstības scenārijus nākotnē. Pētījuma rezultātā ir apzināti pētījumu virzieni, kuri nepieciešami precīzāku datu iegūšanai, lai attīstītu sistēmdinamikas pielietošanu vides zinātnē un ekosistēmu modelēšanā.

Darba apjoms ir 72 lapaspuses.

Atslēgas vārdi: sistēmdinamikas modelēšana, konceptuālie modeļi, ekoreģionu modelēšana, ilgtermiņa ekoloģiskie pētījumi.

## ANNOTATION

System dynamic and conceptual models for ecological process modeling aren't much studied. Data of long term ecological research could be used for modeling of various ecological processes. One of the aims of this study is to gather information about required data for modeling of ecosystem quality and interactions between influencing factors. In the MSc study the best methods for system dynamic modeling of ecosystems are evaluated and a sub model of Lake Engure ecosystem "Birds in Lake Engure" were developed which displays bird population state in region and character of its changes. One of the results is the study of research fields, which are necessary for elaboration of cenotical and ecosystem modeling.

The amount of work is 72 pages.

Keywords: system dynamic modelling, conceptual models, ecoregion modeling, long-term ecological research.

## SATURS

ANOTĀCIJA	2
ANNOTATION	3
IEVADS	6
1. LITERATŪRAS APSKATS	8
1.1. Pastāvošās problēmas ekosistēmu modeļu veidošanā	8
1.2. Starptautiskā ilgtermiņa ekoloģisko pētījumi tīkla darbība pasaulē un Latvijā	12
1.3. Konceptuālo modeļu pielietošana ekoloģijā	14
1.3.1. Virzītājspēki ekosistēmu konceptuālajos modeļos	17
1.3.2. Spiediena faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos	18
1.3.3. Stāvokļa faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos	18
1.3.4. Ietekmes faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos	19
1.3.5. Atbildes reakcija ekosistēmu konceptuālajos modeļos	20
1.4. Ekosistēmu vērtēšanas modeļi	21
1.4.1. Sistēmdinamikas modelēšana	23
1.4.2. Sistēmdinamikas galvenie jēdzieni	26
2. MATERIĀLI UN METODES	30
2.1. Modelēšanas metožu pielietošana Engures ezera sateces baseinā	30
2.2. Sistēmdinamiskā apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” veidošana	32
2.2.1. Problēmas formulēšana	34
2.2.2. Dinamiskās hipotēzes izstrādāšana	35
2.2.3. Modeļa formulēšana un simulēšana	36
2.2.4. Modeļa testēšana	37
2.2.5. Scenāriju veidošana	37
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	39
3.1. Apakšmodelis „Putni Engures ezerā”	39

3.2. Biocenožu modelēšanas problēmas	54
3.3. Ekoreģionu modelēšanas problēmas	57
3.4. Engures ezera kopējais sistēmdinamikas modelis	61
SECINĀJUMI	65
IZMANTOTĀ LITERATŪRA UN AVOTI	66
PIELIKUMS	73

## IEVADS

Maģistra darba tēmas izvēle ir saistīta ar nepieciešamību Latvijā izstrādāt konceptuālo modeli Engures ezera sateces baseina ekosistēmai un iegūt spēju prognozēt ekosistēmas stāvokli nākotnē.

Ekosistēmas ir kompleksas sistēmas, ko ietekmē dažādu faktoru kopums. Svarīgāko ietekmējošo faktoru noskaidrošana veicina kopējo izpratni par ekosistēmās notiekošajiem procesiem, kas palīdz pieņemt lēmumus, lai veicinātu kvalitatīvāku vides pārvaldību. Mūsdienās ar vides pārvaldību saistītie bieži vien nekorektie lēmumi arvien vairāk ietekmē ekosistēmu kvalitāti. Labāka izpratne par ekosistēmās notiekošajiem procesiem ļauj izglītot sabiedrību, lai būtu iespējams veicināt sabiedrības iesaistīšanos ekosistēmu pārvaldības procesos, tā uzlabojot apkārtējo vidi un visu vides pārvaldības sistēmu kopumā.

Sistēmdinamikas pielietošana ekoloģisko procesu modelēšanā ir pasaulē jauns un maz aplūkots pētījumu virziens, kas dod iespēju modelēt ekosistēmu pašreizējo stāvokli, kā arī prognozēt nākotnē gaidāmās izmaiņas ekosistēmās. Šīs pētījumu metodes attīstīšana nākotnē var nest nozīmīgu devumu ekosistēmu pārvaldības uzlabošanā pasaulē. Engures ezers ir iekļauts starptautiskajā ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīklā, jo tas ir viens no detalizēti izpētītiem reģioniem Latvijā. Starptautiskajā ilgtermiņa ekoloģisko novērojumu tīklā ir izveidoti modeļreģioni lielākajā daļā Eiropas Savienības dalībvalstu un vairākās citās valstīs pasaulē. Starptautiskā ekoloģisko pētījumu tīkla mērķis ir salīdzināt ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu datus no dažādiem pasaules reģioniem un veicināt datu savstarpējo apmaiņu un saglabāšanu. Sistēmdinamikas pielietošana Engures ezera ekosistēmu stāvokļa modelēšanā dod iespēju attīstīt ekoloģisko sistēmu modelēšanu, kā arī ļauj apzināt pētījumu virzienus, kuri būtu jāattīsta, lai atvieglotu ekoloģisko modelēšanu.

**Maģistra darba mērķis** ir izvērtēt sistēmdinamikas izmantošanas iespējas Engures ekoreģiona modelēšanā, izveidot apakšmodeli „Putni Engures ezerā”, kā arī apzināt pētījumu virzienus, lai nodrošinātu ekosistēmu modelēšanas risinājumus un sekmētu to mainības izvērtēšanu mainīgas vides apstākļos.

### **Maģistra darba uzdevumi ir:**

1. Izvērtēt konceptuālo un sistēmdinamisko modeļu izveidošanas iespējas ekosistēmu modelēšanai.
2. Noskaidrot galvenos Engures ezera sateces baseina ekosistēmu ietekmējošos faktorus.
3. Izveidot sistēmdinamikas apakšmodeli „Putni Engures ezerā”.
4. Noskaidrot nepieciešamo datu īpašības un pieejamību ekoreģionu modelēšanai.

Lai atspoguļotu svarīgākos ekosistēmas ietekmējošos faktorus, darbā izmantota sistēmdinamiskās modelēšanas pieeja. Šis modelēšanas paņēmiens ļauj uzskatāmi atspoguļot ekosistēmas ietekmējošos antropogēnos un dabiskos procesus.

Maģistra darba rezultāti publicēti: rezultāti iesniegti publicēšanai LU Rakstu krājumā; grāmatā „Cilvēks un daba: Engures ekoreģions”.

Par maģistra darba rezultātiem ziņots konferencēs: „Ikgadējā Ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīkla sanāksmē” 2012.gada 17.septembrī; „Cilvēks un daba: Engures ekoreģions” 2013.gada 12.aprīlī.

# 1. LITERATŪRAS APSKATS

## 1.1. Pastāvošās problēmas ekosistēmu modeļu veidošanā

Modeļi tiek uzskatīti par koncentrētu patiesā vides stāvokļa atspoguļojumu. Tie ir formāls apraksts par dažādu sistēmu veidojošajiem pamatelementiem, kā arī par pastāvošajām problēmām konkrētajā sistēmā. Modeļus var uzskatīt arī par aprakstošu elementu kopu, kas atspoguļo pētāmās sistēmas stāvokli. Tos var iedalīt šādos modeļos: fizikāli teorētiskie, statistiski dinamiskie, empīriski mehāniskie, stohastiskie, simulācijas un analītiskie (Grant et al., 1997). Vispārpieņemtie uzskati par globālām ekoloģijas nostādnēm un par vidē notiekošajiem procesiem ir cieši saistīti ar dažādām dabaszinātņu nozarēm, kā bioloģija, ģeogrāfija, klimatoloģija, ģeoloģija, hidroloģija un citām. Visnozīmīgākās problēmas, kas saistītas ar dinamiskām izmaiņām ekosistēmās, rada antropogēnā ietekme uz biosfēru, kā arī globālas klimatiskās pārmaiņas (Kondratyev et al., 1992). Zemes zinātnes ir pētījumi par apkārtējā vidē noritošajiem ģeoloģiskajiem, fizikālajiem, ķīmiskajiem, sociālajiem procesiem, kas savstarpējās mijiedarbības rezultātā atstāj ietekmi uz apkārtējo vidi. Galvenokārt, visi pētījumi ir balstīti uz kvalitatīviem pētījumiem par atslēgas elementiem katrā sistēmā, kā arī zināšanām, kas ir integrētas dažādos sistēmiskos modeļos (Johnson et al., 1997). Zemes zinātnes pēta raksturīgākās sistēmas uz Zemes, kā arī tiek apskatītas dažādas savstarpējās mijiedarbības starp iesaistītajiem sistēmas elementiem. Šajos pētījumos tiek pielietoti telpiskās tālīzpētes metodes, kā arī vispār pieņemtās monitoringa metodes dažādās dabaszinātņu nozarēs (King and Birk, 2004).

Ekoloģisko procesu modelēšana pēdējo gadu desmitu laikā ir attīstījusies no tradicionālas koncentrēšanās uz atsevišķu organismu pētījumiem ekosistēmās, līdz visaptverošiem pētījumiem par sarežģītu, kompleksu ekosistēmu pētījumiem. Ir pieņemts, ka dažādu ekosistēmu modelēšanas metodes ir viens no labākajiem risinājumiem, kā veikt kvalitatīvus ekoloģiskos pētījumus gan īstermiņā, gan ilgtermiņā, kā arī risināt dažādu lēmumu radītās sekas. Laika gaitā paplašinās sadarbība dažādu starptautisku pētījumu programmu savstarpējā sadarbība vides monitoringa datu apmaiņas jomā, kas ļauj attīsties ekoloģisko modeļu veidošanai. Pasaulē ir vairāki pētījumu virzieni modelēšanas jomā, kas aplūko modelējamās sistēmas, piemēram, par zemes lietojuma īpatnībām, par dažādu populāciju lieluma izmaiņām, par ieejošajām un izejošajām plūsmām ekosistēmās, dinamiskie modeļi par klimata ietekmi uz atsevišķiem ekonomiskajiem procesiem, un citi ar vides procesiem saistīti modeļi (Yue et al., 2011).

Ekosistēmu pārvaldība apvieno cilvēka - ekoloģijas sistēmās un veido stabilu stāvokli dažādos sistēmas līmeņos, kas nodrošina vides ilgtspēju un „vides veselību”, kā arī veicina efektīvāku socioekonomisko lēmumu pieņemšanu, kas veiksmīgi papildina ekosistēmu pārvaldības „labo praksi” (Christensen et al., 1996; Harwell et al., 1996). Ekoloģijas ilgtspējas nodrošināšanai ir nepieciešams identificēt savstarpējo mijiedarbību starp ekoloģiskajiem un sociālajiem faktoriem, kas nodrošina labus vides apstākļus, un noteikto mērķu sasniegšanu. Lēmumu pieņemšanas politika definē ekoloģiskos riskus vai citus ietekmējošos faktorus, kas regulē virzību uz nosprausto mērķi. Ir vairākas ekosistēmu grupas, kas var nodrošināt ilgtspējīgu ekosistēmas pārvaldību, veidojot jaunās ekosistēmas no pilnīgi ietekmētām ekosistēmām līdz pilnīgi dabiskām ekosistēmām (Harwell et al., 1996). Lēmumi, kas saistīti ar ekonomiskajiem procesiem, parasti ir tendēti uz efektīvāku dabas resursu un iespēju izmantošanu, iekļaujot šajos lēmumos koncepciju par ilgtspējīgas ekosistēmas veidošanu. Sociālo lēmumu pieņemšana nosaka, kuru no reģioniem veidot par ilgtspējīgu ekosistēmu. Kvalitatīva ekosistēmu pārvaldība ir īstenojama, zinot saites starp riska procesiem, stresoriem un ekoloģiskajiem efektiem, kas balstās uz pareizu lēmumu pieņemšanu un sociālo faktoru izvērtēšanu ekosistēmu uzturēšanā. Pretējā gadījumā nepareizu lēmumu pieņemšana var izraisīt nevēlamu darbību virkni, kas bieži vien var radīt neatgriezeniskas sekas pastāvošajās ekosistēmās (Gentile et al., 2001).

Ekosistēmu pārvaldība pēdējos gados ir tendēta uz dažādu problēmu efektīvākiem risinājumiem, kas pamatā nerisina pašu problēmu, bet ļauj labāk sadzīvot ar pastāvošajām situāciju izmaiņām. Viena no pieņemtajām globālajām problēmām, kas ietekmē ekosistēmu kvalitāti, ir globālā klimata mainība, kas tiek uzskatīts, kā viens no galvenajiem dažādu ekoloģisko procesu ietekmētājiem un virzītājspēkiem (Prato, 2008). Pielietojot dažādus ekosistēmu modelēšanas pamatprincipus, var izdalīt vairākas ciešas likumsakarības, kas saistītas ar globālām klimata pārmaiņām. Visbiežāk ekosistēmu modeļi kā galarezultātu parāda, ka ekosistēmu bioloģiskie un hidroloģiskie komponenti ir jūtīgi pret dažādu enerģijas formu un ūdens līdzsvara izmaiņām, ko izsauc globālās klimata pārmaiņas (Schimel et al., 1997; Bachelet et al., 2001). Būtiskas ekosistēmas izmaiņas var radīt būtiskas izmaiņas augu un dzīvnieku frenoloģijā, kā arī izmaiņas uz to reprodukcijas spējām (Ottersen et al., 2001). Klimata pārmaiņas rada arī paliekošas sekas augu un dzīvnieku apdzīvotajās ekosistēmās, mainot ierasto gadskārtu ciklu augiem un paradumu ciklu dzīvniekiem. Ziemeļu reģionos būtiskas izmaiņas pārnadžu populācijās ir novērojamas to izmērā un auglības īpašībām (Post and Stenseth, 1999). Izmaiņas ekosistēmās parasti ir automātiska sistēmas atbildes reakcija uz klimata pārmaiņām, no šādas situācijas var rasties nelabvēlīgas sekas uz ekonomiskajiem un sociālajiem procesiem, kas bieži vien ir svarīgi ekosistēmu komponenti, un to spēju adekvēti

reaģēt uz izmaiņām, negraujot pastāvošās ekosistēmas līdzsvaru (Spittelhouse un Stewart, 2003).

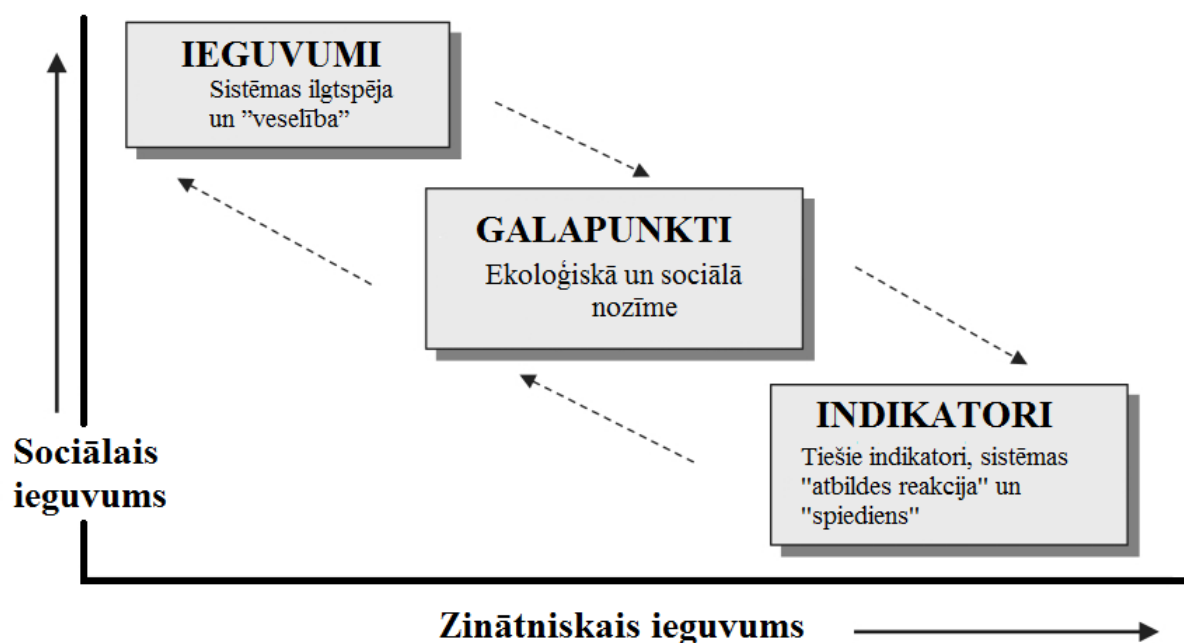
Ekoloģisko risku izvērtēšana sniedz sistemātisku procesu aprakstu, organizējot un analizējot atšķirīgu informāciju par vidi, lai varētu novērtēt kvantitatīvi vai kvalitatīvi esošos apgalvojumus, kā arī izvērtēt iespējamās atgriezeniskos procesus (US Environmental Protection Agency, 1998). Pastāv vairāki ekoloģiskā novērtējuma riski plānošanas sākumposmā, kad nepareizi tiek novērtēti zinātniskais, pārvaldības, virzītājspēku, sabiedrības viedoklis un citu viedokļu savstarpējās ietekmes; galapunktu (angļu val.- *endpoint*) grupu nekorekta identifikācija, kas nodrošina stabili ekoloģisko stāvokli sistēmā; nepareiza konceptuālā modeļa struktūra, kas apraksta kvalitāti vai kvantitāti iespējamās savstarpējās attiecības starp cilvēku un konkrēto reģionu, sistēmas virzītājfaktoriem, stresoriem un pašu ekosistēmu. Konceptuālais modelis ir svarīgākais instruments problēmas formulēšanā, riska faktoru novērtēšanai, pārvaldībai un atjaunošanās procesu norisei (Gentile et al., 2001).

Sistēma ir visu iesaistīto elementu kopums, kas atspoguļo konkrētas telpas vai faktoru stāvokli un savstarpējo mijiedarbību. Sistēmā ir iespējami dažādi procesi, kas var būt atgriezeniski un neatgriezeniski. Sistēmu raksturo tās stāvoklis, iespējamie ietekmes faktori, sistēmas spēja sniegt atbildes reakciju uz notiekošajām darbībām. Nav izslēgta vairāku sistēmu mijiedarbība, kas palielina ietekmes faktoru daudzumu un apgrūtina iespējas paredzēt tālāk notiekošās darbības starp viesiem iesaistītajiem sistēmas elementiem (US Environmental Protection Agency, 1998).

Ekoloģiskie galapunkti ir operacionāls vides vērtēšanas instruments, kas tiek izstrādāts, ņemot vērā risku pārvaldības vispārējo praksi (US Environmental Protection Agency, 1998). Praksē vides risku novērtējums ir kā izejas dati galapunktu definēšanai, kas rada situāciju, ka galapunkts var ar laiku kļūt par vienu no riska novērtējuma formām. Dažāda vides risku raksturs var veidot dažādus iespējamās galapunktus, kas var mainīt pastāvošās sistēmas īpašības. Ar vides riskiem saistītās neparedzamās problēmas, piemēram, pašvaldību pieņemtie lēmumi, dažādas dabas katastrofas, var izjaukt sistēmas līdzsvaru un pastiprināt vides risku kopējo ietekmi, apdraudot tālākos plānošanas, lēmumu pieņemšanas un izpildes procesus. Galapunktu veidošanas parametrus izvēlas, lai tie pēc iespējas precīzāk sakristu ar jebkuru no vides pārvaldības nostādņēm. Galapunktus nav iespējams kvantitatīvi novērtēt. Vienkāršākajā gadījumā vērtēšanas kritērijus var ņemt kā nepieciešamo galapunktu, kaut gan tas neveicina kvalitatīvu pētniecības procesu, no kā izriet pareizu nepieciešamo lēmumu pieņemšana (Suter, 2001).

Ekoloģiskie galapunkti ir vieni no vissvarīgākajiem komponentiem atjaunošanās procesu novērtēšanai un uzskatāmi reprezentē ekoloģisko risku faktoros. Šie faktori ir

specifiski katrai ekosistēmai un tie tiek izvēlēti, lai no visiem ekoloģiskajiem faktoriem nošķirtu tos, kas ir svarīgi ekosistēmas un sabiedrības savstarpējām attiecībām (Harwell un Long, 1992; Gentile un Harwell, 1998; US Environmental Protection Agency, 1998). Sistēmas galapunkti tiek lietoti, lai identificētu jau novērtētos ekoloģiskos un cilvēka sistēmas faktorus, kurus var izmantot, lai raksturotu ekosistēmas kvalitāti un atspoguļotu iegūtos pētījumu rezultātus. Lai novērtētu ekoloģiskos galapunktus, izvērtējot zinātniskos kritērijus, ir jābūt pilnvērtīgiem datiem par pašreizējo ekosistēmas virzību un jau iegūtajiem rezultātiem (1.1.attēls). Kritēriji, pēc kādiem parasti tiek vērtēta sistēmas darbība, ir balstīti uz iepriekš zināmiem un pārbaudītiem avotiem, piemēram, augšņu, sugu noteikšanas un citi metodiskie apraksti. Šo faktoru kopums parāda ciešu saikni starp sociālajām vajadzībām un faktoriem, kas ir svarīgi ekosistēmas veselībai un ilgtspējai. Ir situācijas, kad iegūtie dati par teritorijas raksturu un tajā mītošajām augu un dzīvnieku sugām ir nepietiekami, tad ir ļoti grūti izvērtēt svarīgākos zinātniskos kritērijus, galapunktus. Gadījumos, kad ir novērojamas šīs nepilnības, var rasties situācijas, kad tālākā sistēmas vērtēšana ir apdraudēta, jo nepareizu lēmumu pieņemšanas gadījumā ir iespējamība izraisīt nevēlamu notikumu virkni un radīt nepieciešamību sākt pētījumu no jauna, tādējādi patērējot papildus resursus un laiku (Gentile et al., 2001).



1.1.attēls. Saiknes starp ekoloģiskajiem ieguvumiem, galapunktiem un indikatoriem (pēc Gentile, 1996; Harwell et al., 1999).

Indikatori, pēc kādiem tiek noteikti ekoloģiskie galapunkti, parasti sevī iekļauj ekoloģiskās nozīmības aprakstu (svarīgas struktūras un procesi) vai sociālās nozīmības faktorus (ekonomiskos, estētiskos, sugu aizsardzību, ūdens pieejamību, plūdu draudu

aizsardzību un citus). Par indikatoriem var kalpot dažādu vielu koncentrācijas, augu un dzīvnieku sugu skaits noteiktā teritorijā, patērēto resursu daudzums un citi kvantitatīvi vai kvalitatīvi lielumi. Jāapsver hierarhiju sistēmas organizācija, ieskaitot sugu daudzveidību, ekosistēmu un ainavu vērtējumi. Svarīga rīcības daļa ir spiediena faktoru un risku ilgspējas novērtēšana. Jāizvēlas tie faktori, kas var pilnvērtīgi raksturot ekosistēmas stāvokli vai tās stāvokļa maiņu noteiktā reģionā. Signāla/trokšņa attiecība (angļu val.- *signal-to-noise ratio*) ļauj salīdzinoši precīzi nošķirt dabīgos vides galapunktus no mākslīgi pieņemtajiem un veidotajiem ekosistēmas galapunktiem. Daudz indikatoru nosaka augstvērtīgāku zinātnisko darbību, un veicina visu iesaistīto pušu labāku savstarpējo komunikāciju. Savstarpējās komunikācijas saikne starp ieinteresētajām pusēm, pētniecības veicējiem un lēmumu pieņēmējiem ir viens no svarīgākajiem priekšnoteikumiem veiksmīgiem pētījumiem un pareizu lēmumu pieņemšanai (Kelly and Harwell, 1989).

Visu sistēmu indikatoru, ietekmējošie faktori un stāvoklis tiecas uz mērķi ieņemt stabilu līdzsvara stāvokli vai iegūt noteiktu buferespēju, kas kritiskās situācijās neļauj pārsniegt sistēmas neatgriezenisko robežu. Šie trīs parametri veido savstarpējas saites, ko mainot, mainās visi sistēmas parametri, kā arī pašas sistēmas raksturs. Aplūkojot šīs saikņu sakarības, var novērtēt kādās jomās būs iespējams gūt kādu labumu. Bieži vien ir grūti atrast kādu līdzsvara stāvokli pie šādām sakarībām. Tāpēc rodas gadījumi, kad atbilstošajā jomā nekompetenti cilvēki ir jāpieņem lēmumi. Visbiežāk šie lēmumi tiek pieņemti par labu sociālajām interesēm, neņemot vērā zinātniskās intereses, kas, iespējams, konkrētajā gadījumā būtu atbilstošākas, jo no dažādiem reģioniem iegūstamie dati var kalpot dažādi. Novirzot pieņemtos lēmumus par labu sociālajam sektoram, tie var neievieš vai pat radīt nevēlamas izmaiņas sociālajā sektorā, bet zinātniskajā sektorā šo lēmumu pieņemšana nerada nekādu iespaidu, kaut gan, ja lēmumu pieņem par labu zinātniskajam sektoram, tas ievērojami uzlabo sektora darbību. Visam pamatā ir analizētu lēmumu pieņemšana, kas dos labumu nepieciešamajā jomā (Gentile et al., 2001).

## **1.2. Starptautiskā ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīkla darbība pasaulē un Latvijā**

Starptautiskajā ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīklā (angļu val.- *International Long-Term Ecological Research*) ietilpst lielākā daļa Eiropas valstu, kā arī atsevišķas valstis no Āfrikas, Āzijas, Dienvidamerikas, Ziemeļamerikas un Austrālija. Ne visās valstīs ir izveidoti modeļreģioni ilgtermiņa novērojumiem un pētījumu veikšanai (ILTERweb, 2012). No ILTER dibināšanas pirmsākumiem, šī tīkla dalībnieki koncentrējas uz ilglaicīgiem ekosistēmu

struktūras un funkciju pētījumiem, kā arī socioekonomiskajiem procesiem. Starptautiskais ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīkls aptver plašus reģionus ar atšķirīgām ekosistēmām un dažādu bioloģisko daudzveidību. Par galveno ietekmējošo faktoru tiek uzskatīta cilvēka darbība reģionos. Viena no jaunākajām pētījumu stratēģijām koncentrējas uz savstarpējo mijiedarbību starp vides un socioekonomiskajiem faktoriem, kā arī starp bioloģiskās daudzveidības izmaiņām un ekoloģisko noturību. Šādu pētījumu veikšanai katram reģionam ir nepieciešama atšķirīga metodika, jo reģioni atrodas dažādās klimatiskajās zonās, dažādos dabas apvidos un ekonomiskajos apstākļos (Melecis, 2011). Ilgtermiņa socioekonomisko un ekoloģisko pētījumu modeļreģioni Spānijā (spāņu val.- *Donana*), Austrijā (vācu val.- *Eisenwurzen*) un Rumānijā (Donavas delta) ir veidoti kā paraugpētījumi, lai paaugstinātu turpmāko socioekonomisko un ekoloģisko novērojumu kvalitāti, kas ļautu labāk izprast cilvēku un dabas savstarpējās attiecības, kuras var izraisīt globālas vides pārmaiņas (Haberl et al., 2006). Ilglaicīgiem socioekonomiskajiem un ekoloģiskajiem pētījumiem ir jānorisinās teritorijās, kuras ir no pāris simtiem līdz vairākiem tūkstošiem kvadrātkilometru lielas, kā arī ir jābūt labi nosakāmam populāciju apjomam un skaidri uzskatāmiem zemes lietojumu veidiem. Eiropā ilgtermiņa socioekonomisko un ekoloģisko pētījumu reģionos, galvenokārt, zinātnieki pēta un paredz izmaiņas, kas saistītas ar socioekonomisko izmaiņu ietekmi uz reģiona ekoloģisko stāvokli (Ohl et al., 2007). Eiropā ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīkls pastāv salīdzinoši nesen, tādēļ Eiropas Savienības institūcijas vēl nav noteikušas pētījumu reģionus visās starptautisko ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīkla dalībvalstīs, bet ar laiku katrā no dalībvalstīm būs vismaz viens pētījumu reģions. Atšķirībā no Eiropas Amerikas Savienotajās Valstīs ilgtermiņa ekoloģiskie pētījumi norisinās jau gadiem ilgi. Šī iemesla dēļ ASV Nacionālā Zinātnes Aģentūra nerekomendēja veidot jaunas ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu teritorijas valsts teritorijā, bet palielināt novērojamos parametrus un paaugstināt pētījumu kvalitāti jau esošajos ilgtermiņa pētījumu reģionos (NSF, 2012). Lai veidotu ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu modeļreģionus Eiropā, ir jānosaka vienoti kritēriji, kas tiks vērtēti gadu gaitā, tiem ir jābūt īpašībai ilgākā laika posmā saglabāt savas reprezentācijas spējas. Kaut gan katrs modeļreģions ir unikāls pēc savām ekoloģiskajām un socioekonomiskajām īpašībām. Tiem ir jāspēj objektīvi atspoguļot esošā situācija pētāmajā teritorijā, pēc iepriekš noteiktiem parametriem, lai nepieciešamības gadījumā būtu iespēja salīdzināt iegūtos datus starp dažādiem pētījumu reģioniem (Ohl et al., 2010).

Latvijā par ilgtermiņa ekoloģisko pētījumu tīkla teritoriju tika izvēlēts Engures ezera sateces baseins. Engures ezera sateces baseins ir viens no labāk izpētītajiem reģioniem Latvijā. Pētījumi ir tieši saistīti ar ekosistēmas kvalitāti un bioloģisko daudzveidību. Engures ezera sateces baseins ir aptuveni 644 km<sup>2</sup> un tas ir formējies, atkāpjoties Litorīnas jūrai un

veidojot lagūnas tipa ezeru (Eberhards un Saldupe, 2000). Ezera maksimālais dziļums ir 2 metri. Līdz ar Mērsraga kanāla izrakšanu ezera ūdens līmenis nokritās, un šobrīd ezera platība ir 42 km<sup>2</sup>. Ezerā atrodas 9 salas, kuru kopējā platība ir aptuveni 85 hektāri (Engures ezers, 2012). Ezers ir piemērots ūdensputnu ligzdošanai. Ezera teritorijā uzturas 186 putnu sugas, no kurām 44 ir nopietni apdraudētas. Tādēļ daļa Engures ezera teritorijas ir iekļauta Ramsāres konvencijas aizsardzības zonā (Vīksne, 1997). Engures ezeram pieguļošās teritorijas sastāv no priežu mežiem, purviem un pļāvām. Lapu koku meži sastāv no daudz dažādām koku sugām. Kopā reģionā ir ap 844 augu sugām (Gavrilova un Baroniņa, 2000). Engures ezera sateces baseina teritorijā atrodas Engures dabas parks, kas kalpo kā savdabīgs centrs sabiedrības izglītošanai vides jautājumos. Engures ezera dabas parks ir dibināts 1957.gadā kā ornitoloģiskais dabas liegums, bet 1998.gadā tas ieguva dabas parka statusu. Tā kopējā platība ir 200 km<sup>2</sup>, un tas atrodas Natura 2000 aizsargājamo vietu sarakstā. Dabas parka teritorijā atrodas 23 dažādi biotopi. Tie ir jūras piekrastes, kāpu, mežu, pļavu, saldūdeņu, purvu un virsāju biotopi (EEDP, 2012).

### **1.3. Konceptuālo modeļu pielietošana ekoloģijā**

Konceptuālos modeļus veido datu pārskatīšanai un analīzei un lieto, lai definētu virzītājfaktorus, stresorus un iespējamus beigu rezultātus (Wand and Weber, 2002). Konceptuālo modeļu veidošana ir salīdzinoši formāls dokumentēšanas process, kas definē kādu problēmu vai procesu starp aplūkotās jomas virzītājfaktoriem vai ietekmējošajiem faktoriem (Moody, 2005). Konceptuālie modeļi varbūt novērtējami gan kvalitatīvi, gan kvantitatīvi, kā hipotēzes apgalvojums, kas saistīts ar vides ekoloģiskajiem riskiem. Ne vienmēr būs iespējams novērtēt konceptuālo modeļu efektivitāti, jo katrs modelis ir atkarīgs no dažādiem apstākļiem. Modeļa efektivitāti bieži nosaka organizatoriskās programmas, kā ASV Vides aizsardzības aģentūra un toksisko vielu regulējošās programmas darbojas relatīvi standartizēti, vērtējot konkrēto reģionu (vietai nepiesaistīti), bet lietojot līdzīga tipa konceptuālos modeļus ar lielu daudzumu ķīmiskajiem datiem, kas neatbilst reģiona pašreizējam stāvoklim. Citā gadījumā vietai piesaistīti novērojumi ļauj attīstīt konceptuālos modeļus atsevišķi katram konkrētajam reģionam ar atšķirīgu pieeju. Konceptuālos modeļus veido un attīsta, lai ilustrētu dažāda veida aktivitātes, procesus, stresoru- atbildes attiecības (Suter, 1999a,b). Konceptuālo modeļu veidošanu būtu jāiekļauj dažādos pētījumos un atjaunošanas pasākumos kā instrumentu, kas apraksta saites starp zemes lietojuma veidiem, stresoriem, novērtētu iespējamus ekoloģiskos riskus un to saistību ar ekoloģiskajiem indikatoriem un dažādu ekoloģisko procesu galarezultātiem (Gentile et al., 2001). Viena no

konceptuālo modeļu pielietošanas negatīvajām pusēm ir grūti novērtēt modelim nepieciešamos datus, līdz ar to ir iespējams, ka iegūtais modelis nekorekti atspoguļos esošo situāciju un mērķis nebūs sasniegts (Moody, 2005).

DPSIR (angļu val.- *driver-pressure-state-impact-response*) modeļa koncepcija ir konceptuāla pamata platforma, lai ap to veidotu virzītājspēku, spiediena, stāvokļa, ietekmju un atbildes reakcijas (1.2.attēls). Tas ir plaši lietots modelis, lai definētu cilvēka un vides savstarpējo attiecību ietekmes. DPSIR modeli izmanto vides un socioekonomisko faktoru savstarpējo attiecību vizualizācijai. Kombinācijā ar dažādiem vides indikatoriem ir labi definēti dažādi komponenti un to ietekmju nozīmība. Šī modeļa koncepcija uzskatāmi un viegli saprotami parāda cilvēka ietekmi aplūkotajā vidē. Tāpēc DPSIR modelis ir lietderīgi pielietojams vides pārvaldībā un dažādu ar to saistītu lēmumu pieņemšanā (Burkhard and Müller, 2008).

Konceptuālo modeļu izstrādei ir nepieciešams definēt mērķus un uzdevumus, iezīmēt telpiskās, sociālās un ekoloģiskās robežas, noskaidrot dabisko un antropogēno stresoru avotus, kā arī novērtēt izmantojamās resursus un cilvēku socioekonomiskās aktivitātes. Ja tiek noskaidroti primārie un sekundārie stresori, kas ietekmē sistēmu, tad ir iespējams aprakstīt stresoru mehānismu un iespējamās to ietekmes. Zinot ekoloģiskās nozīmes indikatorus, iespējamās riska komponentus, ekoloģiskos gala punktus un teritoriālos mērogus, ir iespējams izstrādāt hipotēzi un spiediena faktoru koriģēšanas risinājumus, kā rezultātā var iegūt grafisko attēlojumu konceptuālajam modelim. Ir jāapzina paredzamās rīcības dažādu lēmumu pieņemšanas gadījumā, kas var izsaukt ekosistēmas iekšējo un ārējo parametru mainību. Atbildes reakciju raksturs ietekmē tālāko sistēmas virzību, paredzot vai tiek sākota jauna notikumu virkne, vai arī konceptuālā modeļa elementu norises cikls būs beidzies. Iespējamās atgriezeniskās saites no atbildes reakcijas elementa var ierosināt jauna, īsāka cikla izveidošanos kopējā sistēmas modelī (Gentile et al., 2001).

Pastāv četras konceptuālo modeļu atspoguļošanas pieejas: tradicionālā, visiem izdevīgā, vides aizsardzības un vērsta tikai uz cilvēku (vērsta uz kopēju attīstību) pieeja. Tradicionālā pieeja ir vērsta uz sistēmas pašvirzību, būtiski neiejaucoties apkārtējos procesos. Visiem izdevīgā pieeja ir vērsta uz to, lai tiktu nodrošinātas cilvēka un dabas vajadzības, nepasliktinot jau esošo vides stāvokli. Vides aizsardzības pieeja ir vērsta uz dabas saglabāšanu un vides uzlabošanu, atstājot cilvēka vajadzība kā sekundāro nepieciešamību. Pieeja, kas vērsta tikai uz cilvēku, ir vērsta par labu ekonomiskajai un sociālajai cilvēku attīstībai, bet šajā gadījumā, kā sekundārās nepieciešamības tiek atstātas daba un vides kvalitāte. Pie šādām atšķirīgām pieejām var rasties dažādas komunikācijas problēmas starp ieinteresētajām iedzīvotāju grupām konkrētajā teritorijā. Pie tradicionālās, visiem izdevīgās un vērsta tikai uz cilvēka

labklājību pieejām, tās pašplūsmas ceļā iespaido pats cilvēks vai dažādas iedzīvotāju grupas, uzskatot šos procesus par pašsaprotamiem un veidu kā nodrošināt savu tālāko pastāvēšanas labklājību. Ja tiek piemērota vides aizsardzības pieeja, tad ir jābūt kādai interesentu grupai, kas šajā gadījumā var aizstāvēt vides intereses, bet visbiežāk šīm aktīvistu grupām pašlabums no tā netiek gūts, tādēļ šī DPSIR izpratne reti tiek aktualizēta. Vides aizsardzības pieeja visefektīvāk funkcionē reti apdzīvotās teritorijās vai aizsargājamās teritorijās un dabas rezervātos. Ir grūti izšķirt vislabāko pieeju no visām, jo katrai konkrētajai ekosistēmai un dažādu faktoru kopumam ir dažāds raksturs un iedarbība uz apkārtējo vidi, kur šīs pieejas tiek pielietotas. Atbilstošās pieejas izvēlē viens no galvenajiem nosacījumiem ir izstrādājamā modeļa veidotāja nostāja pret vides procesiem (1.1.tabula).

1.1.tabula. **Dažādu DPSIR pieejas modeļu atspoguļojums** (pēc Svarstad et al., 2008).

	<b>Tradicionālā</b>	<b>Visiem izdevīgā</b>	<b>Vides aizsardzības</b>	<b>Vērsta tikai uz cilvēku</b>
<b>Virzītājspēks</b>	Nekoncentrējas uz vides zaudējumiem, bet atbalsta pārējās pieejas	Ekonomikas izaugsme un populācijas palielināšanās, vēlme to mainīt	Ekonomikas izaugsme un populāciju palielināšanās	Nekoncentrējas uz vides zaudējumiem, primārās ir cilvēka vajadzības
<b>Slodze</b>	Nekoncentrējas uz vides zaudējumiem, ekonomiskās intereses	Nabadzība, biodaudzveidības samazināšanās	Cilvēku un ekonomiskās aktivitātes, pilsētu izplešanās, u.c.	Nekoncentrējas uz vides problēmām
<b>Stāvoklis</b>	Centrā sociālie un ekonomiskie apstākļi	Vides stāvoklis ir primārais	Vide stāvoklis ir vērā ņemams	Vides stāvoklis nav svarīgs
<b>Ietekme</b>	Ietekmē vietējos iedzīvotājus	Ietekmē vides, sociālie un ekonomiskie faktori	Vienpusīgi ietekmē dabu	Ietekme uz vidi nav svarīga
<b>Rīcība</b>	Atbalsta lēmumus lokāli	Vides aizsardzība un sociāli ekonomisko procesu veicināšana	Vides aizsardzība	Neatbalsta vides aizsardzību

Modeļa veidotājs, galvenokārt, ir tas, kurš nosaka tā mērķi, līdz ar to izdarītie secinājumi var radīt priekšrocības kādai no pieejām, kas noved pie labvēlīgāku vai nelabvēlīgāku lēmumu pieņemšanu attiecībā pret apkārtējo vidi (Svarstad et al., 2008).

### 1.3.1. Virzītājspēki ekosistēmu konceptuālajos modeļos

Virzītājspēks (angļu val.- *drivers*) ir mainīgi modeļa elementi, kuri rada izmaiņas sistēmā vai maina sistēmas uzvedību. Virzītājspēki var būt dabiski un cilvēka radīti. Izdalot funkcionālas atšķirības starp tiešajiem un netiešajiem virzītājspēkiem, būtiskas ietekmes un izmaiņas nav novērojamas. Tiešie virzītājspēki skaidri definē to ietekmi ekosistēmās, bet netiešie virzītājspēki darbojas, mainot dažādus tiešo virzītājspēku parametrus ekosistēmā. Identifikācija un dažādu īpatnību novērtēšana tiešajiem un netiešajiem virzītājspēkiem ekosistēmās ne vienmēr ir uzskatāmi un skaidri redzami kopējā modeļi. Izteikti tiešie virzītājspēki ir cilvēku izraisītais pieprasījums pēc precēm, pakalpojumiem, labu veselību, sociālo vienlīdzību, drošību, izglītību un brīvību. Netiešie virzītājspēki sevī ietver demogrāfiskā stāvokļa izmaiņas, ekonomiskos un sociālos apstākļus, apkārtējās vides stāvokli vai politisko situāciju (Burkhard and Müller, 2008). Konceptuālajos modeļos ietvertie virzītājspēki ir viens no galvenajiem elementiem ekoloģisko procesu eksistences nodrošināšanā. Virzītājspēku loma konceptuālo modeļu darbībā ir nodrošināt procesa nepārtrauktu darbību, radot nākamās ģēdes elementus, kā, piemēram, stresorus, kas rada spiedienu uz pastāvošo ekosistēmu (Haberl et al., 2009). Galvenais virzītājspēks ekosistēmās ir enerģijas patēriņš (elektroenerģija, transports, siltuma patēriņš), kas pārsvarā balstās uz fosilo kurināmo izmantošanu. Šo procesu rezultātā ietekmīgākais faktors ir CO<sub>2</sub> nepārtrauktā cirkulācija. Vērā ņemams ekoloģiskais virzītājspēks ir zemes lietošanas intensitāte, kas nosaka, to, ka aplūkojamajā ekosistēmā cirkulē lielāks daudzums slāpekļa savienojumu, nekā tas būtu parasti. Slāpekļa savienojumu nokļūšanu un cirkulāciju sistēmā rada lauksaimniecības intensitāte un citi procesi, kas saistīti ar zemes lietojuma intensitātes maiņu (Spangenberg, 2007). Augsts mājsaimniecību skaits teritorijā rada virzītājspēku, kas saistīts ar pašu mājsaimniecību darbību (enerģijas patēriņš, sadzīvē izmantotās ķīmiskās vielas). Labvēlīga politiskā situācija reģionā rada labvēlīgu situāciju mājsaimniecību izveidei, kā arī rūpniecības attīstīšanai. Ar rūpniecību saistītie virzošie procesi, galvenokārt, rada tipiskos stresorus/spiedienus, kā paaugstināts enerģijas patēriņš un slodzi uz ķīmisko vielu un savienojumu aprites cikliem. Globālā tirdzniecība apvienojumā ar politiskajiem faktoriem var paaugstina konkrētajā konceptuālajā modeļi apskatāmo virzītājspēku ietekmes uz visu kopējo ciklu. Reģionā esošie iedzīvotāji, uzlabojoties ekonomiskajai situācijai, ir spējīgi iegādāties vairāk produktu un pakalpojumu, tādējādi radot lielāku virzītājspēku ietekmi un ar tiem saistīto stresoru ietekmi. Lielākā daļa pieņemto lēmumu, kas maina virzošo spēku raksturu, galarezultātā atstāj ietekmi uz dažādiem vides procesiem (Ohl et al., 2007).

### 1.3.2. Slodzes faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos

Spiediena indikatori (angļu val.- *pressure*) uzrāda pirmās iedarbības pakāpes dažādus faktorus, kas, galvenokārt, ir cilvēku radīti kā rezultāts daudzu virzītājspēku savstarpējai mijiedarbībai. Lielākā daļa cilvēku darbības ietekmē apkārtējo vidi un to var definēt kā spiediena faktoru. Īpaša uzmanība būtu jāpievērš cilvēku izraisīto emisiju kontrolei, kā, piemēram, oglekļa dioksīda un metāna emisijām, jo tās ir galvenās globālās vidi ietekmējošās gāzes. Uzmanība būtu jāpievērš jebkurai darbībai ar potenciālu tās ietekmi uz apkārtējo vidi, jo lielākā daļa darbību atstāj dažādas sekas uz bioloģisko daudzveidību, hidroloģiskajiem, ekonomiskajiem, sociālajiem un citiem cilvēku eksistencei svarīgiem faktoriem (Burkhard and Müller, 2008). Tiem piemīt spēja ierosināt un mainīt ekosistēmu līdzsvaru, kas dažos gadījumos var būt kritiski. Izjaucot ekosistēmas līdzsvaru, tiek ierosināta notikumu ķēde, kas maina konkrēto vidi (Loreau et al., 2001). Tieša veida ietekme uz bioloģisko daudzveidību var rasties, medījot retus un apdraudētus dzīvniekus, kā arī retu un aizsargājamu augu iznīcināšana. Šīs darbības vidē izsauc lokālu biomasas samazināšanos. Zemes lietojuma maiņa vai fragmentācijas maiņa var izsaukt zemes noplicināšanos, zemes vērtības maiņu, kā arī maina cilvēka ietekmes indeksu dabā (HANPP). Tīša vai netīša ķīmisko vielu (mēslojuma, pesticīdu, piesārņotāju) noplūde rodas no pastiprinātas saimnieciskās darbības, ko labi raksturo materiāla plūsmas analīze (MFA). Teritorijai netipisku augu un dzīvnieku sugu introdukcija ir cieši saistīta ar dzīvnieku migrācijas procesiem, kā arī ar jaunu augu sugu introdukcija socioekonomisko procesu rezultātā. Klimata mainība ir viens no spiediena faktoriem, kas ietekmē ekosistēmas. Galvenokārt, tiek uzskatīts, ka klimata mainība ir saistīta ar paaugstinātu fosilo kurināmo pielietojumu saimnieciskajās darbībās. Tā izpaužas kā temperatūras paaugstināšanās, nokrišņu daudzuma palielināšanās, iztvaikošanas indeksa mainība un citi parametri (Spangenberg, 2007).

### 1.3.3. Stāvokļa faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos

Konceptuālā modeļa elements "Stāvoklis" (angļu val.- *state*) raksturo sistēmas pašreizējo stāvokli un kvalitāti. Galvenokārt, stāvoklis ir spiediena faktora iedarbības galarezultāts, kas visbiežāk ir izraisījis eitrofikāciju, intensīvas lauksaimniecības pielietojuma rezultātā gaisa piesārņojumu, ko izraisa dažādu fosilo materiālu sadedzināšana. Ir situācijas, kad ekosistēmas buferespējas rezultātā, izmaiņas ir novērojamas un saistāmas ar pagātnē aktīviem spiediena faktoru ietekmēm, kā, piemēram, paaugstinātas sēra dioksīda emisijas. Iespējami arī dabīgi procesi, kas ekosistēmās var atspoguļoties pēc ilgāka laika. Šāda situācija

rodas pēc ātri pārgājušiem plūdiem un mežu ugunsgrēkiem. Lai novērtētu vides stāvokli ar visaptverošu pieeju, dažādi būtiski procesi (enerģijas, materiālu un ūdens aprites cikli) un komponenti (sugu atšķirības un to ieradumi) ir jāaplūko kā vienotas sistēmas daļas, kas viena otru papildina (Burkhard and Müller, 2008). Ekosistēmas esošais stāvoklis var veidot ķēdes reakciju, kas ietekmē pārējos konceptuālā modeļa blokus. Ekosistēmas stāvokli ir iespējams raksturot, kā ūdens kvalitāti (dažādu vielu koncentrācijas) konkrētajā teritorijā, bioloģiskās daudzveidības lielumu un kvalitāti, iedzīvotāju skaitu noteiktā teritorijā, rūpniecisko uzņēmumu skaits, lauksaimniecības zemju platības, enerģijas patēriņa bilanci. Šo visu apstākļu kopums tieši, kā arī netieši esošo sistēmu pēc stresoru iedarbības uz to (Bowen un Riley, 2003). Sistēmas stāvoklis lielā mērā pilda tikai informatīvu funkciju par notiekošajiem procesiem, bet, notiekot atbildes reakcijai, ir iespējams, ka sistēmas stāvoklis var vairākas reizes mainīties, pat ja sistēmā nav noticis pilns cikls. Pārsvārā konceptuālo modeļu sistēmās sekundārā atbildes saite rodas no atbildes reakcijas fāzes uz stāvokļa fāzi vai arī tieši uz spiediena faktoriem, tādējādi var palielināties sistēmā notiekošo procesu ātrums (Jago-ona et al., 2009).

#### **1.3.4. Ietekmes faktors ekosistēmu konceptuālajos modeļos**

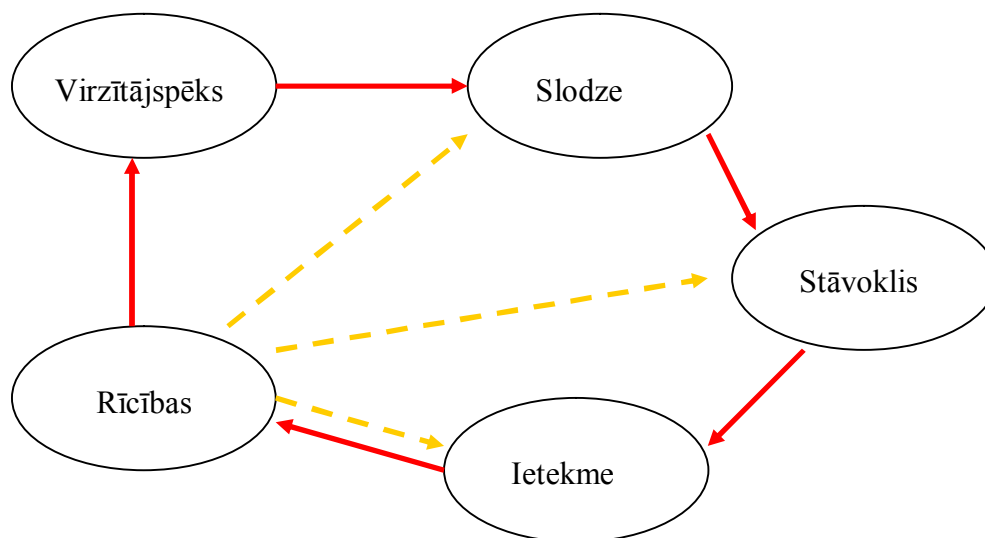
Ietekme (angļu val.- *impact*), kā komponents konceptuālajā modelī, atspoguļo dabā notiekošos procesus pēc pārējo sistēmas elementu iedarbības. Tā parāda sugu un procesu mainību un iespējamo zudumu. Izmaiņas vides stāvoklī vienmēr ietekmēs cilvēka dzīves apstākļus. Ļoti svarīgi sociālie komponenti, kā veselība un labklājība un citi ekonomiskie un sociālie komponenti ir cieši saistīti ar ekosistēmu un vides stabilitāti, būtiski nemainot sistēmas parametrus. Piemēram, augsnes un ūdens piesārņojums var izraisīt nopietnas problēmas un tām ir augstas atjaunošanas izmaksas, kas skar visu ekonomiku kopā. Degradētas zemes platības samazina nodrošināmo ekosistēmu pakalpojumu skaitu, kā, piemēram, ražas un citu produktu nodrošinājumu un dabisko procesu regulāciju, kas galarezultātā noved pie ekonomisko un sociālo vērtību samazināšanās (Burkhard un Müller, 2008). Parasti, lietojot saglabājošo pieeju, liela uzmanība netiek pievērsta ekonomisko izmaksu un citu negatīvo faktoru ietekmei, kas var skart cilvēku darbību. Tradicionālajā pieejā kā galvenais ietekmējamais centrā atrodas cilvēks. Lai DPSIR modelī kvalitatīvi atspoguļotu cilvēka un ekonomisko faktoru paredzamās ietekmēs, ir jārada papildus atgriezeniskās saites no sistēmas elementiem (Svarstad et al., 2008). Ietekmes var arī sadalīt vairākās grupās: ekonomiskās ietekmes, sociālās ietekmes, ietekmes uz vides kvalitāti un bioloģisko daudzveidību. Ekonomiskās ietekmes var atspoguļoties tūlītēji vai arī ilglaicīgi. Šī

veida ietekme, galvenokārt, rada situāciju, ka ir jāpielieto izdevīgāki risinājumi nekā iepriekš. Sociālās ietekmes ir saistītas ar situāciju, kad atbildīgās institūcijas ir spiestas pieņemt citu lēmumu, kas saistīts ar sociālo jomu. Ietekmes, kas saistītas ar vides kvalitātes un bioloģiskās daudzveidības izmaiņām, ir redzamas kā vielu koncentrāciju izmaiņas ūdenī un gaisā, dzīvnieku un augu sugu izmaiņas (Rekolainen, 2003). Pastāv smalkās apakš iedalījums ietekmju grupās, lai efektīvāk varētu apzināt konkrētās sistēmas vārīgākās daļas. Ietekmes var iedalīt arī, kā vides aizsardzība, mežu lietojums, enerģijas patēriņš, rekreācija un tūrisms, klimata pārmaiņas, dzīvojamo zonu attīstība, lauksaimniecības zemju attīstība, infrastruktūras un transporta ietekmes, tirdzniecība, zivsaimniecības un lauksaimniecības efektivitāte (Holman et al., 2005).

### 1.3.5. Rīcības ekosistēmu konceptuālajos modeļos

Rīcība (angļu val.- *response*) ir pēdējais ķēdes posms DPSIR sistēmā. Elements "atbildes reakcija" ir punkts, kurā notiek atbilde uz notikušajiem procesiem. Atbildes reakcija atspoguļo cilvēka pieņemto lēmumu sekas, kas saistīti ar virzītājspēku, spiediena, stāvokļa, ietekmes kopējās iedarbības seku uzrādīšanu vai veicinot jauna DPSIR cikla sākšanos. Pie ideāliem procesu virzības apstākļiem atbildes reakcijai ir jāatstāj paliekoša ietekme uz sistēmas virzītājspēkiem un spiediena faktoriem šādā veidā tiek veicināta sistēmas ilgtspēja un tiek uzlabots vides kopējais stāvoklis. Atbildes reakcijas ietekmes spēks, galvenokārt, ir atkarīgs no sākotnējā vides, ekonomiskā, sociālā stāvokļa, sistēmas iekšējā un ārējā stāvokļa, kā arī no pieejamajiem instrumentiem un dažādu lēmumu pieņemšanas. Tipiski atbildes reakcijas instrumenti, kas tiek pielietoti, ir dažādi likumi un normatīvie akti, vides attīstības un ainavu plānošana, tirgus instrumenti, kā, piemēram, nodokļi un pakalpojumu cenas noteikšana, savstarpējā sadarbība un informācijas apmaiņa, sabiedrības izglītošana un tās iesaistīšanās vides procesos. Atbildes reakcijas indikatori ir tieši saistīti ar iepriekš novērotajiem parametriem, galarezultātā to iedarbība ir viegli novērojama, pielietojot spiediena un stāvokļa indikatoru novērtēšanu (Burkhard and Müller, 2008). Atbildes reakcija var būt automātiska vai arī kā nepieciešama lēmuma pieņemšana, lai iegūtu reprezentatīvu rezultātu. Atbildes reakcija var nodot atpakaļejošo saiti uz jebkuru no sistēmas punktiem: virzītājspēku, spiedienu, stāvokli, ietekmi (Berger and Hodge, 1998). Primārā saite (1.2.attēls. Sarkana līnija) no "atbildes reakcijas" ved uz "virzītājspēku", kas noslēdz vai arī sāk jaunu ciklu, bet nu jau ar jauniem parametriem, kas mainījušies pagājušajā ciklā. Iespējama sekundārā saite (1.2.attēls. Dzeltēna pārtraukta līnija), kas savieno "atbildes reakciju" un "spiedienu". Tā rada izmaiņas uz "spiedienu", nemainot sistēmas "virzītājspēka" parametrus.

Līdzīga situācija ir iespējama ar citiem sistēmas elementiem, kad atgriezeniskā saite neiet cauri pārējiem elementiem, bet tieši pie elementa, kuru ietekmē atbildes reakcija.



1.2.attēls. DPSIR konceptuālā modeļa shēma (tiešā ietekmes saite – sarkans; atgriezeniskās ietekmes saite – dzeltens) (pēc Svarstad et al., 2008).

Atbildes reakcija lielā daļā gadījumu nemaina sistēmas virzītājspēku parametrus, tādēļ rodas situācija, kad atgriezeniskās saites ir vērstas uz parametru, kas ir pakļauts iegūtajam rezultātam. Visbiežāk šīs saites nonāk uz spiediena komponentu vai stāvokļa komponentu (1.2.attēls). Jo īsāka ir elementu ķēde, jo ātrāk norisinās procesi sistēmā (Svarstad et al., 2008).

#### 1.4. Ekosistēmu vērtēšanas modeļi

Ir salīdzinoši sarežģīti veidot modeļus, kas atspoguļo dzīvo organismu pastāvēšanu ekosistēmās. Līdz šim izveidotie modeļi par lielu ekosistēmu darbību, galvenokārt, ir veidoti par jūras un okeānu ekosistēmām. Viens no svarīgākajiem nosacījumiem, lai veidotu šāda tipa modeļus ir, lai zinātniekiem būtu pieeja kvalitatīviem datiem par atslēgas organismu un elementu pastāvēšanu konkrētajā ekosistēmā. Ja tiek veidoti modeļi par sauszemes ekosistēmu stāvokli un attīstību, tad radas situācija, kad modelis tiek kombinēts no vairāku ekosistēmu apakšmodeļiem, galarezultātā veidojot visaptverošu ekosistēmas modeli. Lai labāk izprastu modelējamo ekosistēmu, tiek pielietoti dažāda rakstura modeļi, kā sistēmdinamiskie modeļi un modeļi, kas atspoguļo patieso zemes lietojuma veidu (Purves et al., 2013).

LULC (angļu val.- *Land Use Land Cover*) pieejas modelis ir viens no ģeogrāfisko informācijas sistēmu palīdzības rīkiem. Tas tiek pielietots apvidos, kur ir skaidri zināmi vai precīzi nosakāmi parametri saistībā ar zemes lietojumu (Reiter et al., 2009). Lai uzskatāmi

parādītu zemes lietojuma veida un virsmas izmaiņas, ir jāzina dažādi ekoloģiskie un socioekonomiskie virzītājspēki, kas saistīti ar zemes lietojuma veidu izmaiņām, kā arī uzskatāmi piemēri par jau notikušajām zemes lietojuma veida un virsmas izmaiņām (Gallant et al., 2004; Sohl et al., 2010). Datu ievākšanas procesā apskatāmajā ekoreģionā ir vēlams sekot līdzi, lai šī reģiona zonām būtu līdzīgs zemes lietojuma potenciāls un kapacitāte, kas atvieglo datu matricas izveidi (Gallant et al., 2004). Var būt situācijas, ka datu nesavietojamības dēļ nav iespējams pielietot LULC modeli. Datu nesavietojamība var rasties, ja ir lielas augstuma starpības apskatītajā reģionā, ja reģiona zonējums ir pārāk sadrumstalots. Šāda situācija var rasties, ja teritorijā ir ūdenstilpne ar daudz salām, zeme ar daudz dīķiem un citām ūdens tilpnēm vai arī sadrumstalots meža zonējums. LULC modelēšana var neizdoties arī, ja ir nepietiekami dati par socioekonomiskajiem apstākļiem, bioloģiskodaudzveidību, hidroloģiskajiem procesiem, klimata mainību un citiem dabiskajiem un antropogēnajiem faktoriem (Sohl et al., 2012).

Labs pielietojums ir atrasts 1970. gados izveidotajai DPSIR modelēšanas sistēmai, kas ir noderīgs konceptuālo modeļu veidošanā un to analizēšanā, galvenokārt, pievēršot uzmanību cilvēka saimnieciskajām aktivitātēm. Tas labi parāda notikumu un notiekošo izmaiņu kopsakarības, kas saistītas ar vides, sociālajiem un ekonomiskajiem procesiem. Šis modelis savienojumā ar sistēmdinamikas principu pielietošanu veiksmīgi atspoguļo dažādo procesu ietekmi ekosistēmās. Šī modelēšanas metožu kombinācija spēj pildīt galveno tiem paredzēto misiju, jo tiem ir jāatspoguļo svarīgākie elementi ekosistēmās, kas rada visnopietnāko ietekmi uz tām. Bieži rodas situācijas, kad notiekošie notikumi rada neatgriezeniskas sekas ekosistēmās, un tieši šādu situāciju fiksēšana un iekļaušana modeļos ir par pamatu šīs modelēšanas metodes lietderībai (Burkhard and Müller, 2008).

Sistēmdinamikas jēdziens ir parādījies divdesmitā gadsimta piecdesmito gadu beigās, bet metodikas izstrāde, kas ļauj pilnvērtīgi analizēt notiekošos procesus, notikusi no sešdesmito gadu sākuma un agriem septiņdesmitajiem gadiem. Sākotnēji sistēmdinamikas pamatprincipi tika izmantoti, lai risinātu dažādas pārvaldības problēmas, bet ar laiku sistēmdinamikas principus sāka pielietot vides, sociālo, makroekonomisko, apdzīvotības un citu problēmu risināšanā, kas savstarpēji ir ļoti cieši saistītas. Sistēmdinamikas pielietošana vides stāvokļa modelēšanā ir izrādījusies, kā viena no komplicētākajām jomām, kur pielietot šāda tipa modelēšanas metodes. Grūtības definēt patieso ekosistēmas stāvokli rada tās manīgo elementu skaits, kas satur datus par populāciju lielumu, ķīmisko vielu apriti, meteoroloģiskajiem, hidroloģiskajiem un citiem datiem (Forrester, 1961, 1968, 1971).

Sistēmdinamika ir vairāku iesaistīto apakšsistēmu kopu stāvokļa izmaiņu novērtēšanas metode, kas nereti var būt kā šo apakšsistēmu uzlabošanas instruments. Sistēmdinamikas

pamatprincipi ir saistīti ar pētījumiem starp apakšsistēmas atbildes reakciju un pamatsistēmas struktūru. Šī saikne ļauj izvērtēt sistēmu savstarpējo iedarbību, kā arī risināt pastāvošās problēmas. Lai veidotu kādas sistēmas sistēmdinamikas modeli, ir nepieciešamas definēt krājumus, plūsmas, atgriezeniskās saites, sistēmas robežas un pastāvošās cēloņsakarības, kas atspoguļo sistēmās notiekošos procesus un to virzības raksturu (Blumberga, 2010).

### **1.4.1. Sistēmdinamikas modelēšana**

Sistēmdinamiskas modeļi ir nozīmīgs instruments, kā dod iespēju apkopot dažādu iesaistīto elementu individuālo iedarbību, kā arī to savstarpējo mijiedarbību. Ekologi pielieto dažādas modelēšanas metodes, lai radītu izpratni un papildinātu zināšanas par ekosistēmās notiekošajiem procesiem, kā arī izstrādā jaunas modelēšanas metodes iespējamo attīstības scenāriju novērtēšanai. Bieži pielieto statistiskās modelēšanas metodes, lai aprakstītu un analizētu pieejamos datus, kas nepieciešami tālākajā modelēšanas procesā. Simulācijas modeļi, galvenokārt, tiek pielietoti sistēmas svarīgāko elementu noskaidrošanai, kā arī sistēmas izmaiņu prognozēšanā. Šie modeļi zinātniekiem dod iespēju veikt eksperimentus un izdarīt nozīmīgus secinājumus par ekosistēmās notiekošajiem procesiem, ko pretējā gadījumā nebūt iespējams veikt. Kā daži no iegūtajiem galarezultātiem ir ekoloģu izstrādātās ekoloģijas teorijas, vides monitoringa optimizēšana un vides pārvaldības uzlabošana konkrētajās teritorijās (Brando et al., 2004; Costanza and Ruth, 1998; Jørgensen, 1994; Reckhow, 1994; Sage et al., 2003; Korfmacher, 2001; Maguire, 2003).

Kvantitatīvie modeļi ekoloģijā un vides zinātnē tiek kategorizēti pēc to struktūras un kā tie atspoguļo ekosistēmas reālo stāvokli. Sistēmas reālo modeļu izstrāde sākas ar empīrisku modeļu izveidi, bet tie tiek noslēgti ar konkrētas sistēmdinamiskās pieejas izveidi. Empīrisku modeļu uzbūve tiek balstīta uz novērojumiem, kas atspoguļo iesaistīto mainīgo elementu savstarpējo mijiedarbību. Tie statistiski atspoguļo apstrādājamos datus, un ignorē mehānisko modeļu ietekmi. Pretstatā mehāniskie modeļi sevī ietver grūti novērojamās savstarpējās mijiedarbības starp iesaistītajiem elementiem, parāda sistēmdinamisko modeļu darbības principus un uzsver fizikālos, ķīmiskos un bioloģiskos procesus, kas nodrošina ekosistēmas pastāvēšanu un tās uzvedības izmaiņas. Ekologi lieto mehāniskos modeļus, lai izprastu, kā ekosistēmas uzvedība var mainīties, atkarībā no apkārtējās vides stāvokļa. Galvenā problēma veidojot modeļus, kas atspoguļo reālo sistēmas stāvokli, ir reprezentatīvu datu nepieejamība, kas rada iespējamās neprecizitātes modeļa struktūrā, kā arī rezultātu atspoguļojumā. Modeļu konstrukcijā ir jāreķinās ar iespējamām neprecizitātēm, kas radušās nepietiekamu datu vai konceptuālas kļūdas dēļ. Lai mazinātu neprecizitāšu rašanās risku, ir precīzi jānosaka

notiekošie procesi un to savstarpējās mijiedarbības, kā arī jādefinē matemātiskie vienādojumi un parametru vērtības, kas atspoguļo sistēmas izmaiņu ātrumu, apjomu un būtiskumu (Borrett et al., 2007).

Lielais skaits modeļu un dažādu iespējamo rezultātu iegūšana, ir izaicinājums zinātniekiem, kuri nodarbojas ar sistēmas svarīgāko elementu noteikšanu un analīzi un saiknes noteikšanu starp šiem elementiem savstarpēji un to ietekmi uz apkārtējo vidi. Nosakot sistēmas reālo stāvokli ir svarīgi noskaidrot, kuri no iegūtajiem datiem ir jāiekļauj kopējā modelī, ar kādu precizitātes pakāpi tiem jābūt definētiem un vai šie elementi neatspoguļo kādas citas daļas modelējamajā sistēmā. Atbildes uz šiem jautājumiem definē pētāmās ekosistēmas robežas un modeļa iespējamo precizitātes pakāpi, abi šie nosacījumi pētījuma noslēgumā ietekmēs modeļa izejas rezultātus (Cale and Odell, 1979; Gardner et al., 1982; Rastetter et al., 1992; Loehle, 1987a; Abarca-Arenas and Ulanowicz, 2002; Ahl and Allen, 1996). Pēc sistēmas svarīgāko elementu definēšanas

Sistēmdinamikas metodoloģija ir cieši saistīta ar tradicionālajām ekonomikas nostādnēm, vienīgi atšķirīgais starp šiem principiem ir, ka tiek lietotas atšķirīgas datu apkopošanas metodes un terminoloģija. Atbildes reakcijas struktūras definēšanai tiek izmantotas tipiskās atgriezeniskās cilpas. Sistēmas stāvoklis pēc modeļa pielietošanas var nonākt balansa stāvoklī vai arī ar tendenci tiekties uz sākuma punktu (Smith and Ackere, 2002).

Pielietojot sistēmdinamikas principus, ir iespējams izvairīties no dažādu nepareizu un neatgriezenisku lēmumu pieņemšanas. Ekonomiskās un sociālās darbības ir visjūtīgākās nozares, kas, ja tiek pieņemti neadekvāti lēmumi, rada ietekmi uz dabu, infrastruktūru un citām nozarēm. Integrējot vides politikā sistēmdinamiskos modeļus, ir nepieciešama daudzkārtīga šo modeļu testēšana, jo nepareiza vai nenovērtēta atbildes reakcijas saite var radīt ķēdes reakciju sistēmā, kas gala rezultātā var radīt neatgriezenisku ietekmi uz visiem sistēmas dalībniekiem. Iegūtie testa rezultāti kalpo par labu sistēmdinamisko modeļu iestrādni, kas var kalpot par jaunu un efektīvāku modeļu risinājumu pamatu (Thompson and Bank, 2010).

Kad tiek izmantoti sistēmdinamikas principi, sistēmas elementi tiek modelēti, kā atsevišķi mainīgi lielumi, kas parasti atspoguļo iegūtās vidējās vērtības. Pie šādiem nosacījumiem tiek radīta labvēlīga situācija visiem sistēmas elementiem, bet šīs vērtības slikti atspoguļo parametrus, kam ir atšķirīgi individuālās nelabvēlības līmeņi. Konkrētais sistēmas stāvoklis var izsaukt precizitātes nepietiekamību modelī. Lai mazinātu blakus faktoru ietekmi, būtu nepieciešams konkrēto sistēmas posmu (apakšmodeļi) izstrādāt pēc iespējas ātrāk. Laika noilguma faktors tiek samazināts, pielietojot metodiku, lai paaugstinātu un

kalibrētu konkrētā modeļa atbilstību ar reālajiem dzīves datiem. Metodika tiek nepārtraukti uzlabota, un katra sistēmdinamiskā modeļa parametri ir atšķirīgi daudz dažādos līmeņos (Luna-Reyes and Andersen, 2003).

Ar sistēmdinamikas modeļu palīdzību ir iespējams prognozēt dažādu vielu plūsmas apkārtējā vidē, kas kādā no to ietekmes posmiem skar pētīto vidi. Sapratnes iegūšana par ūdens un barības vielu transportu no pētāmajam reģionam tuvajām fermām vai ūdenstilpnēm ir sarežģīts un resursus prasošs uzdevums. Lai attīstītu šo sapratni par vielu transportu no kādas konkrētas fermas vai ūdenstilpnes, ir nepieciešami kvalitatīvi dati par apkārt esošajām augsnēm un ūdens sastāvu, kā arī datiem par augsnēm un ūdens sastāvu ir jābūt vairāku gadu garumā. Katra ferma un ūdenstilpne ir atšķirīga un tas rada grūtības pierādīt iegūto rezultātu sakarību starp dažādiem pētītajiem reģioniem. Tas rada nepieciešamību izstrādāt jaunas metodes, kas var objektīvi novērtēt kopsakarības starp dažādiem ekosistēmas punktiem, starp vērtību skalām un pētījumu laiku. Lai risinātu šīs nepilnības, tiek izveidotas datu kopas, kas atspoguļo stāvokli atšķirīgos ekosistēmas punktos. Viena no pieejām, vērtējot datus no atšķirīgiem punktiem vai konceptuāli izprotamiem, bet kvalitatīvi nenovērtētiem punktiem, ir veidot sistēmdinamiskos modeļus, kas parāda konceptuālas saites starp ekosistēmas elementiem. Sistēmdinamiskie modeļi ļauj savienot atšķirīgus monitoringa datus par laika un vietas parametriem kopējas sistēmas dažādos punktos. Ir ļoti svarīgi ievērot, ka jebkurš modelēšanas instruments sniedz atbildes atkarībā no ievadītajiem datiem, un šo atbilžu kvalitāte ir atkarīga no iesaistīto pētnieku izpratnes par attiecīgo sistēmu (US Environmental Protection Agency, 2013).

Aplūkojot dabas aizsardzības un efektīvas saimniecības pamatprincipus, ir nepieciešama padziļināta analīze par dažādu procesu virzību pētāmajā reģionā. Savstarpējā mijiedarbība starp dabas procesiem, cilvēkiem, ekonomiskajiem procesiem, politiskajiem procesiem un citiem ietekmējošajiem faktoriem vienmēr veido ļoti sarežģītu sistēmdinamisko kompleksu. Lai veiksmīgi definētu sistēmdinamiskos kompleksus, ir jānodala lauka studijas un to analīze no citiem tuvu esošiem, bet sistēmā neietvertiem, faktoriem. Lielākā daļa modelējamo sistēmu sastāv no trīs galvenajiem ilgtspējas sektoriem, kas ir ekoloģiskais, ekonomiskais un sociālais sektors. Ekoloģiskais sektors atspoguļo ekoloģiskos apstākļus, no kā ir atkarīgi visi dzīvības un augšanas procesi pētāmajā reģionā. Ekonomiskais sektors atspoguļo ekonomisko attīstību un citas ar kopējo tirgu nesaistītās darbības, kas uzlabo kopējo socioekonomisko labklājību. Sociālais sektors atspoguļo demogrāfisko situāciju, labklājības līmeņa atšķirības cilvēku kopienās. Lai neizjauktu svarīgākās saites starp galvenajiem sistēmas elementiem, tās robežas ir uzmanīgi jānovērtē, jo pastāv varbūtība, ka esošo sistēmu var ietekmēt kāda cita blakus esoša sistēma. Izšķiroša nozīme ir ilgtspējīgas vides

apsaimniekošanas principu ievērošanai, kas kādā no sistēmas punktiem parāda iesaistīto elementu īpašības un to spēju savstarpēji mijiedarboties (Hardi and Zdan, 1998).

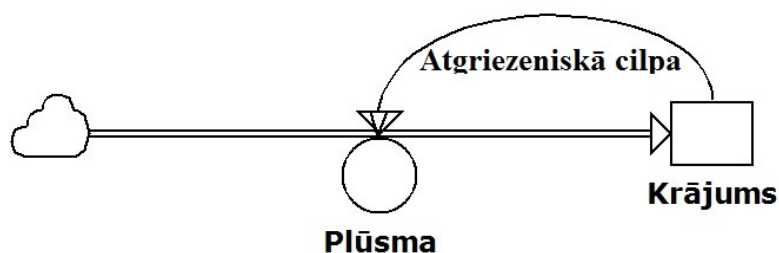
Veidojot sistēmdinamiskos modeļus, kuros ezers ir ietverts, kā viens no sistēmas elementiem, parasti tiek izdalīti apakšsektori, kas atspoguļo hidroloģiskos procesus, barības un citu vielu plūsmas, kā arī dzīvnieku populācijas un augu kultūras. Parasti šāda tipa modeļi noslēdzas kā parasts cikls. Hidroloģiskais apakšsektors kalpo kā bāzes modelis, lai veidotu ezera ekosistēmas apakšmodeļi, tas uzskatāmi parāda sistēmas fizikālo stāvokli un hidroloģisko procesu dinamiku. Ezera ekosistēmas apašmodelī nepieciešams definēt tāds parametrs, kā standarta plūsmas, kā arī apskatīt ienākošo un izejošo vielu plūsmas, tilpuma mainību, virsmas laukumu, ezera dziļumu, apūdeņošanas raksturu, kas visbiežāk saistīts ar ekonomisko apakšsektoru. Gruntsūdeņi parasti netiek iekļauti modeļos nepieciešamo datu trūkuma dēļ (Güneralp and Barlas 2003). Apakšmodeļu veidošana, piemēram, par putnu un zivju sugu savstarpējām mijiedarbībām, var būt par pamatu putnu un zivju skaita izmaiņām nākotnē, tādējādi radot metodiku dažādu savstarpējo procesu vides modelēšanā.

Sistēmdinamisko modeļu simulācijas veikšanai izmanto dažādas datorprogrammas. Viena no efektīvākajām sistēmdinamikas modelēšanas datorprogrammām ir *STELLA* modeļu simulācijas rīks. Tas labi atspoguļo ekoloģisko un ekonomisko ietekmju kopumu, kas ir viegli lietojams dažādu dinamisko sistēmu apstrādē. Šis modelis var kalpot par labu modelēšanas rīku, kas vienlīdz labi ir pielietojams plašāku ekonomisko un ekoloģisko procesu analizēšanā, kā arī statistisko datu apstrādē un prognozēšanā (Costanza and Voinov, 2001). Maģistra darba izstrādei tiek izmantota datorsimulācijas programma *PowerSim Studio 9.0 Academic*, kas ir viena no šobrīd vairāk lietotajām datorprogrammatūrām, lai simulētu ekoloģiskos procesus.

### **1.4.2. Sistēmdinamikas galvenie jēdzieni**

Sistēmdinamikas pamatā ir vairāki galvenie jēdzieni, kas veido sistēmdinamiskos modeļus: 1.) krājumi; 2.) plūsmas; 3.) atgriezeniskās saites; 4.) precīzi definētas sistēmas robežas; 5.) dažādas cēloņsakarības, kas saista sistēmas elementus. Krājums ir daudzums, kas uzkrājas laika gaitā, bet plūsma ir krājuma izmaiņu ātrums laikā. Tipiski krājumu piemēri ir populācijas lielums un materiāla daudzums noteiktā teritorijā. Tipiskākie plūsmas piemēri ir kādas populācijas dzimstības un mirstības rādītāji. Krājuma vērtības ir iespējams aprēķināt, no ieejošās plūsmas vērtības atņemot izejošās plūsmas vērtību. Ja ieejošā plūsma pārsniedz izejošo plūsmu, tad krājums palielinās. Ja izejošā plūsma pārsniedz ieejošo plūsmu, tad krājums samazinās. Ja ieejošā un izejošā plūsmas ir vienādas, tad krājuma apjoms nemainās. Neto plūsma ir ieejošās plūsmas un izejošās plūsmas starpība. Ieejošās un izejošās plūsmas

sakarība raksturo sistēmdinamikas modeļa dinamiskā līdzsvara stāvokli. Sistēmdinamiskā modeļa sistēmu veido savstarpēji saistīti elementi. Veidojot kompleksas sistēmas struktūru, elementu mijiedarbība tiek attēlota, izmantojot atgriezeniskās saites cilpas. Atgriezenisko saišu cilpas raksturo cēloniskās attiecības starp sistēmas elementiem. Savstarpējā saikne starp plūsmu, krājumu un atgriezenisko saiti, kas veido atgriezenisko cilpu, rada to, ka plūsma ir atkarīga no krājuma, bet krājums ir atkarīgs no plūsmas (1.3.attēls) (Blumberga, 2010a).

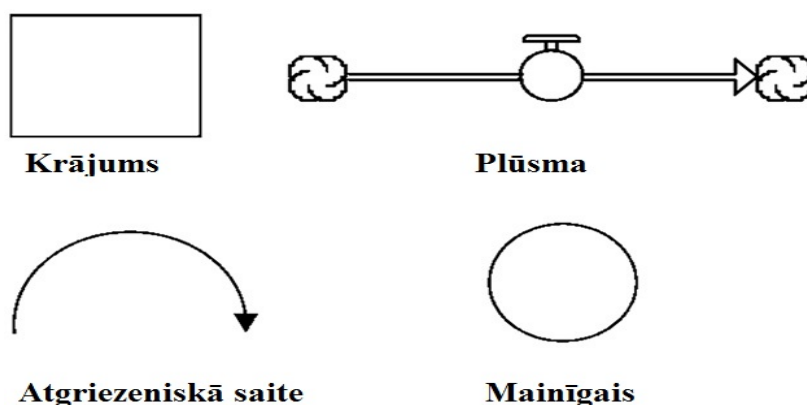


1.3.attēls. Savstarpējā saikne starp plūsmu, krājumu un atgriezenisko saiti (pēc Blumberga, 2010a).

Lai veidotu kādas sistēmas sistēmdinamisko modeli, ir nepieciešams definēt šīs sistēmas robežas. Cēloņsakarības raksturo faktori, kas ietekmē modelējamo sistēmu. Modeļa vizuālizācijai parasti tiek izmantotas cēlonisko cilpu diagrammas, kas attēlo iesaistīto faktoru savstarpējās saites un to mijiedarbību (Quaddus and Intrapairot, 2001). Sistēmdinamikās modelēšanas procesā tiek izdalīti vairāki modelēšanas posmi (problēmas formulēšana, dinamiskās hipotēzes izstrāde, modeļa formulēšana un simulēšana, modeļa testēšana un politiku veidošana). Problēmas formulēšanai nepieciešamas apskatīt pieejamos monitoringa datus par modelējamo sistēmu un pēc tam noteikt problemātiskos punktus un vispārējo sistēmas mainības tendenci. Jānoskaidro, kādam mērķim modelis būs paredzēts, kā arī sistēmā notiekošo procesu savstarpējās sakarības. Sistēmdinamiskās hipotēzes izstrādāšanas procesā tiek definēti galvenie krājumi, plūsmas un ietekmējoši faktori, kā arī veidoti dažādi attīstības scenāriji. Jāizvirza hipotēzes kā plūsmas simulācijas procesā mainīsies krājumu apjoms. Modeļa formulēšanas un simulēšanas procesā tiek pielietota specializēta datorprogrammatūra, kurā tiek ievadīti visi iepriekš definētie elementi un izstrādāti vienādojumi, kas definēs krājumu izmaiņas atkarībā no plūsmu mainības. Kā rezultāts modeļa formulēšanas un simulācijas stadijai ir iegūti izejas dati vizuālā formā. Modeļa verificācijas procesā tiek analizēta izveidotā modeļa darbība un galvenās ietekmes, ko tas uzrāda pēc simulācijas (Rehan et al., 2011).

Sistēmdinamisko modeļu struktūra tiek balstīta uz cēloņseku diagrammām, kas parāda svarīgākos virzošos spēkus un tos ietekmējošos sistēmas elementus. Cēloņseku diagrammas

atspoguļo sistēmas rīcību pie noteiktiem sistēmas uzvedības mehānismiem. Diagrammu cilpas var atspoguļot gan negatīvas, gan pozitīvas atbildes saites ietekmi uz plūsmām un kopējiem sistēmas krājumiem. Negatīvās cēloņseku diagrammas atbildes saites pamatā atspoguļo sistēmas virzību uz to, ka sistēmā ir krājumu un plūsmu trūkums un tā tiecas palielināt tās un atgriezt sistēmu līdzsvara stāvoklī. Pozitīvās cēloņseku diagrammas atbildes saites atspoguļo, to, ka sistēmā ir pārāk lieli plūsmu apjomi un krājumi, tādēļ sistēma cenšas samazināt tos, lai atgrieztos līdzsvara stāvoklī. Gadījuma rakstura cēloņcilpas sistēmdinamiskas modeļos pilda vairākas ļoti svarīgas funkcijas. Pirmā no tām nosaka, ka modeļa izstrādes laikā tās kalpo kā melnraksts kopējam modelim. Otrā no tām atvieglo modeļa izskaidrošanu modelēšanas procesā neiesaistītajām pusēm. Sistēmā attēlotās plūsmas kalpo, kā blakusrezultāts, kas palīdz atvieglot lēmumu pieņemšanas procesu. Modeļa struktūra un savstarpējās mijiedarbības starp dažādiem sistēmas mainīgajiem ir iespējams novērot, aplūkojot cēloņseku diagrammas. Matemātisko vienādojumu kartes šajā modelēšanas fāzē nav iespējams novērtēt, bet tas ir iespējams, kad tiek pielietota datorprogramēšana. Grafiskais attēlojums ar datorprogrammu palīdzību ievieš lielāku skaidrību modeļa konceptuālajā struktūrā (Georgiadis et al., 2005).



1.4.attēls. Sistēmdinamisko elementu grafiskais attēlojums (pēc Rehan et al., 2011)

Izveidotais sistēmdinamiskais modelis tiek grafiski attēlots ar noteiktu apzīmējumu palīdzību: plūsmas, krājumi, atgriezeniskās saites un mainīgie elementi (1.4.attēls). Krājumi atspoguļo gan fizikāli nomērāmus, gan nenomērāmus lielumus, piemēram, izmaiņas lielumu pēc kādas darbības. Fizikāli nomērāmi krājuma lielumi, piemēram, ir populācijas lielums, vielas daudzums, īpatņu skaits. Nenomērāmi krājuma lielumi ir ekosistēmas elementu atbildes reakcija, kas sadalīta skalā. Materiālu vērtības krājumos pastāv simulācijas sākuma punktā un pastāv arī pēc simulācijas tikai ar mainītu vērtību. Plūsmas atspoguļo notikumus, kas laika gaitā maina krājuma apjomu, kā arī definē plūsmas virzienus, kas ietekmē pārējos

sistēmdinamiskā modeļa elementus. Matemātiski krājumu un plūsmas savstarpējā mijiedarbība var būt definēta summārā formā (Sterman, 2000). Formula ir sekojoša:

$$K_{n+1} = (P_{in} - P_{out}) + K_n, \quad (1.1.\text{formula})$$

kur

$K_n$  - simulācijas soļa krājuma sākuma vērtība;

$K_{n+1}$  - ir krājuma beigu vērtība;

$P_{in}$  - definē krājuma pieauguma apjomu noteiktajā laikā;

$P_{out}$  - definē krājuma samazinājuma apjomu noteiktajā laikā.

Modeļa matemātiskie vienādojumi sastāv, galvenokārt, no parastiem algebriskiem vienādojumiem, kā arī no integrālvienādojumiem. Viens no svarīgākajiem nosacījumiem, piešķirot vienādojuma elementiem skaitliskas vērtības, ir sekot, lai to mērvienību kārtas lielumi būt savstarpēji saskaņoti (Sterman, 2010). Sistēmdinamiskā modeļa grafiskais attēlojums kalpo kā viens no galvenajiem uzskates līdzekļiem modeļa prezentēšanā. Modeļa prezentācijā parasti tiek iekļauta tā konceptuālā shēma, kas parāda iesaistīto sistēmas elementu stāvokli konkrētajā vidē, cēloņseku diagrammas, kas atspoguļo sistēmas elementu savstarpējās mijiedarbības, kā arī kalibrēšanas grafiki, tabulārā skatījumā attēloti izvestie modeļa vienādojumi un grafiki un citi dati, kas atspoguļo iegūtos rezultātus (Rehan et al., 2011).

## 2. MATERIĀLI UN METODEDES

### 2.1. Modelēšanas metožu pielietošana Engures ezera sateces baseinā.

Engures ezera sateces baseins ir viens no plaši pētītiem reģioniem Latvijā. Divi no virzieniem, kas tiek padziļināti pētīti, ir ekosistēmu kvalitāte, bioloģiskā daudzveidība un socioekonomisko faktoru ietekmes. Engures ezera sateces baseins aizņem aptuveni 644 km<sup>2</sup>, ezers ir izveidojies pazeminoties Litorīnas jūras ūdens līmenim, un pēc tam izveidojot lagūnas tipa ezeru (Eberhards un Saltupe, 2000). Maksimālais ezera dziļums mūsdienās sasniedz 2 metrus. Ezeru ar Rīgas jūras līci savieno Mērsraga kanāls. Kad Mērsraga kanāls tika izraksts, ūdens līmenis ievērojami pazeminājās. Tādēļ ezera spoguļvirsmas laukums samazinājās līdz 42 km<sup>2</sup>. Ezerā atrodas 9 salas ar kopējo platību 85 hektāri (EEDP, 2012). Ezera teritoriju apdzīvo 186 putnu sugas, no kurām 44 ir nopietni apdraudētas, tādēļ Engures ezera sateces baseins ir iekļauts Natura 2000 teritoriju skaitā un Ramsāres konvencijas zonā (Vīksne, 1997). Ezeram pieguļošajās teritorijās, galvenokārt, aug priedes. Ir daudz mitrāju, pļavu un lauksaimniecības zemju. Kopumā Engures ezera sateces baseinā ir sastopamas vairāk kā 843 augu sugas (Gavrilova un Baroņina, 2000). Ezeram tuvākās apdzīvotās vietas ir Mērsrags, Engure, Bērzciems, Abragciems.

Modelēšanas procesā tiek izmantota datorsimulācijas programmatūra PowerSim Studio 9.0 Academic, kas darbojas uz pirms tam programmā ievadītu algoritmu un sakarību pamata. Algoritmi un sakarības, kas atspoguļo ekosistēmā notiekošos procesus, tiek iegūti no iepriekš veiktiem pētījumiem par Engures ezera ekosistēmās noritošajiem procesiem, kā arī padziļinātas literatūras analīzes. Modelī izmantotie matemātiskie algoritmi, galvenokārt, satur vienkāršas algebriskās darbības, kā reizinājumi, dalījumi, summas un starpības. Atsevišķos modeļa punktos tiek pielietotas logaritmiskās un diferenciālu funkcijas, kas konkrētajos gadījumos vairākkārtīgi pastiprina vai samazina faktoru ietekmi kopējā modeļa vienādojumā. Ievades dati bieži vien ir jāinterpretē modelim nepieciešamajā formā, jo datu savietojamība ir viens no svarīgākajiem faktoriem precīza modeļa izveidošanā. Var rasties situācijas, kad pieejamie dati ir neatbilstoši to mērvienībās. Šādos gadījumos var rast risinājumu ar logaritmisku funkciju palīdzību. Sakarības starp mainīgajiem faktoriem, galvenokārt, ir meklējamas dažādos iepriekš veiktos pētījumos par populāciju dinamiku, vielu plūsmu dinamiku, kā arī vispārīgos pētījumos, piemēram, par konkrētas augu sugas blīvumu un masu noteiktā teritorijā, ūdens ķīmisko sastāvu un citiem svarīgiem parametriem, kas nosaka sistēmas darbību.

Lai veidotu Engures ezera konceptuālo modeli, kas balstīts ticamā informācijā par ezerā notiekošajiem procesiem, ir nepieciešamas iegūt datus par katru no apskatāmajām pētījumu jomām atsevišķi. Galvenokārt, informācija tiek iegūta no pētījumiem par Engures ezera ekoloģisko, ornitoloģisko, ūdens un nogulumu ķīmisko, bioloģisko stāvokli. Sakarības starp sistēmā iesaistītajiem elementiem tiek meklētas pētījumos, kas ir līdzīgi Engures ezeram gan ģeogrāfiskā, gan ekoloģiskā ziņā. Ja šādi pētījumi nav atrodami, tad lēmums par konkrētās sakarības raksturu tiek pieņemts ar atbilstošās jomas eksperta viedokļa palīdzību. Kvalitatīvi dati ir nepieciešami par hidroloģiskā stāvokļa izmaiņām, vēsturiskajām zemes lietojuma veidu izmaiņām, mežainības procentuālajām izmaiņām, kā arī par sociālo un ekonomisko procesu izmaiņām Engures ezera sateces baseinā. Par socioekonomiskajiem ietekmes faktoriem var uzskatīt, piemēram, politiskās situācijas mainību, rūpnieciskās ražošanas rakstura mainību, īpašumu formu mainību, saimnieciskās darbības intensitātes mainību un demogrāfisko stāvokli reģionā. Apkopojot visus nepieciešamos datus par reģionu, ir iespējams novērot dažādas kopsakarības starp šiem faktoriem, kā arī to mijiedarbības izmaiņas. Iespējams ka kāds no šiem procesiem var izraisīt ķēdes reakciju visā norišu kopumā, kas daļā gadījumu var būt ar neatgriezeniskām sekām konkrētajā teritorijā.

Nepieciešamo datu iegūšanai, ir jāsazinās ar attiecīgās jomas speciālistiem, piemēram, hidrologiem, ornitologiem, mežu zinātnes speciālistiem, sociologiem un citiem atbilstošo nozaru ekspertiem. Kompetento speciālistu pētījumi par Engures ezera sateces baseina teritoriju ir galvenie izejas dati, lai veidotu nepieciešamo konceptuālo modeli, kā arī, lai izveidotu sistēmdinamiskos modeļus jūtīgākajiem faktoriem. Jāorganizē speciālistu grupu sanāksmes, lai varētu koordinēt savstarpējo rīcību, kā arī veicinātu efektīvāku lēmumu pieņemšanu saistībā ar tālāk paredzamajām darbībām.

Mežainuma procentuālo izmaiņu noskaidrošanai tika izmantota 1935. – 1940. gadu Latvijas armijas topogrāfiskā karte (mērogs 1:75000), Eiropas zemes virsmas apauguma apsekojuma CORINE Land Cover 2000, kas izstrādāts 2006. gadā, un 2011. gada Valsts Meža dienesta inventarizācijas dati. Iegūtie dati apstrādāti ar GIS programmatūru, izstrādāts kartogrāfiskais materiāls un veikti aprēķini. Galvenokārt, tika izdalīti dažādu koku sugu augšanas poligoni, izcirtumi, kas tika klasificēti pa mežaudžu tipiem un pēc tam matemātiski un statistiski analizēti (Medene, 2012). Iespējams, lai uzskatāmi varētu novērot mežainuma izmaiņas, būtu nepieciešams apskatīt datus par 1970. gadu mežu procentuālo daudzumu. Šos datus par 70. gadiem varētu būt iespējams iegūt no kādreizējiem PSRS laika armijas vai mežu iecirkņu topogrāfiskajiem materiāliem.

Tūrisma ietekme Engures ezera sateces baseinā ir viens no faktoriem, kas ietekmē ekosistēmas. Kaut gan Latvijā pastāv dažādas likuma normas dabas aizsardzības jautājumos

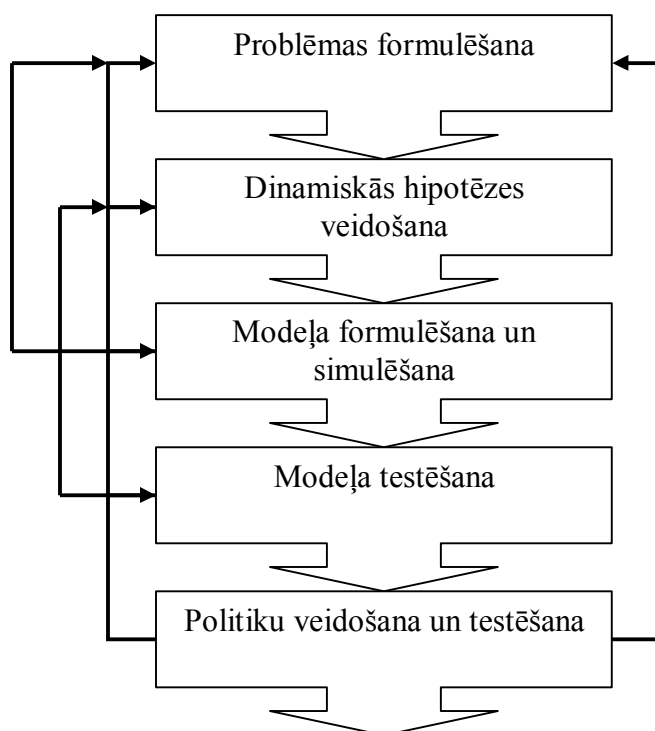
(Vides aizsardzības likums, Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju likums, Sugu un biotopu aizsardzības likums, MK noteikumi nr. 264, u.c.), tās ir grūti integrēt atsevišķi katrai aizsargājamajai teritorijai. Analizējot tūrisma ietekmi uz reģionu, tiek apskatīta vides un tūrisma politikas savstarpējā mijiedarbība, kā arī ar šīm nozarēm saistošie tiesību akti. Lai noskaidrotu tūrisma un ar to saistīto norišu ietekmi uz Engures ezera sateces baseinu, galvenokārt, tiek pielietotas aptaujas un strukturētas intervijas. Intervijas un jautājumi tika veidotas ar mērķi noskaidrot tūrisma ietekmi saistībā ar ekonomiskajiem procesiem, novērtēt infrastruktūras attīstības iespējas, kas neatstās iespaidu uz vides kvalitāti un nepieļaut antropogēnā piesārņojuma veidošanos, kā arī apzināt tūrisma nozares kapacitāti, lai varētu veiksmīgi plānot tālāku reģiona attīstību. Galvenie jautājumi, kas tiek apspriesti aptaujās un intervijās, ir par tūrisma infrastruktūras un tās uzturēšanas kvalitāti, tūrisma pakalpojumu nepieciešamību, tūristu plūsmu noteikšanu, dažādu ieinteresēto pušu motivāciju, augsnes eroziju, troksni, atkritumu izvietošanu, vides ietekmēm, pašvaldību ietekmi, sabiedrības līdzdalību un citiem jautājumiem, kas var skart vietējos iedzīvotājus un pārējās ieinteresētās puses (Leitis, 2011). Šo jautājumu apzināšana veicina labāku izpratni par reģionā dzīvojošo cilvēku attieksmi pret tūrisma infrastruktūru un ar to saistītajām norisēm. Kvalitatīvs viedokļu apkopojums var veidot veiksmīgus esošās un paredzamās situācijas modeļus, kas saistīti ar Engures ezera sateces baseinu. Tūrisma ietekmes faktora izvērtējums veidotajā modelī nav iekļauts, jo ir nepieciešami specifiski dati par tūristu un citu cilvēku plūsmām atstātajām ietekmēm. Nepieciešamie dati ir nepieciešami par ievesto un izvesto preču un objektu daudzumiem, kas līdz ar to rada ietekmi no transporta, kā arī tiek ietekmēti dažādu vielu aprites cikli. Pastāv iespēja, ka, veidojot apjomīgākus modeļus par Engures ezera reģionam piesaistītajām teritorijām, tūrisma visaptverošā ietekme var tikt pievienota modeļa pamatstruktūrai, kas dos iespēju padziļināti veikt analīzi par tūrisma ietekmi ne tikai uz socioekonomiskiem procesiem konkrētajā reģionā, bet arī analizēt izmaiņas Engures ezera ekosistēmās.

## **2.2. Sistēmdinamiskā apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” veidošana**

Sistēmdinamiskās modelēšanas metodoloģija ir saistīta ar tradicionālajiem ekonomiskajiem uzskatiem, kas izriet no šo modeļu dinamisko īpašību mainības, bet sistēmdinamikā tiek lietoti atšķirīgi lēmumu pieņemšanas risinājumi un citāda terminoloģija. Sistēmas kopējā atbildes reakcijas struktūra parasti tiek raksturota kā vienkārša atgriezeniskā cilpa. Atbildes reakcijas cilpas var būt līdzsvarotas, kad tās tiecas uz negatīvo rīcības pusi, vai arī pastiprinošas, ja tās tiecas uz pozitīvo rīcības pusi. Līdzsvarotā rīcības cilpa ir tendēta uz

galarezultāta iegūšanu, ja sistēmā rodas pārtraukums, un sistēma neatkarīgi no situācijas tiecas atgriezties līdzsvara stāvoklī. Pastiprinošā atbildes reakcijas cilpa pēc īslaicīgiem pārtraukumiem virzās tālāk, attīstot notikumu ķēdi, kā arī, saglabājot nevienmērīgu līdzsvara stāvokli. Kaut gan ikviena sistēma tiecas ieņemt līdzsvara stāvokli, pastāv varbūtība, ka izejas datu un modeļa struktūras nepiemērotība, rada situāciju, kad modelis nav spējīgs atspoguļot paredzēto rezultātu. Dažādu tipu sistēmdinamiskie modeļi tiecas atspoguļot atšķirīgus procesus, tādēļ pastāv iespēja, ka konkrētās ekosistēmas līdzsvara stāvoklis var tikt nobīdīts no reālā. Šāda situācija var radīt dažādu nebūtisku kļūdu virkni, kas iegūto rezultātu padara neprecīzāku, bet galarezultātā nebūtiskā kļūda ievieš kardinālas izmaiņas modeļa izejas datus (Smith and Ackere, 2002). Sistēmdinamiskā modeļa veidošanai un notiekošo procesu korektai atspoguļošanai, sistēmdinamiskā modeļa veidošanas procesā svarīgi piesaistīt modelēšanas speciālistus, kas izstrādā dažādus modeļus par plūsmu, krājumu un galarezultātu savstarpējām kopsakarībām.

Sistēmdinamikas modeļa veidošanas procesā ir pieci svarīgākie posmi: 1) problēmas formulēšana; 2) dinamiskās hipotēzes izstrādāšana; 3) modeļa formulēšana un simulēšana; 4) modeļa testēšana; 5) politiku veidošana un testēšana. 2.1. attēlā ir attēloti sistēmdinamiskās modelēšanas procesa posmi.



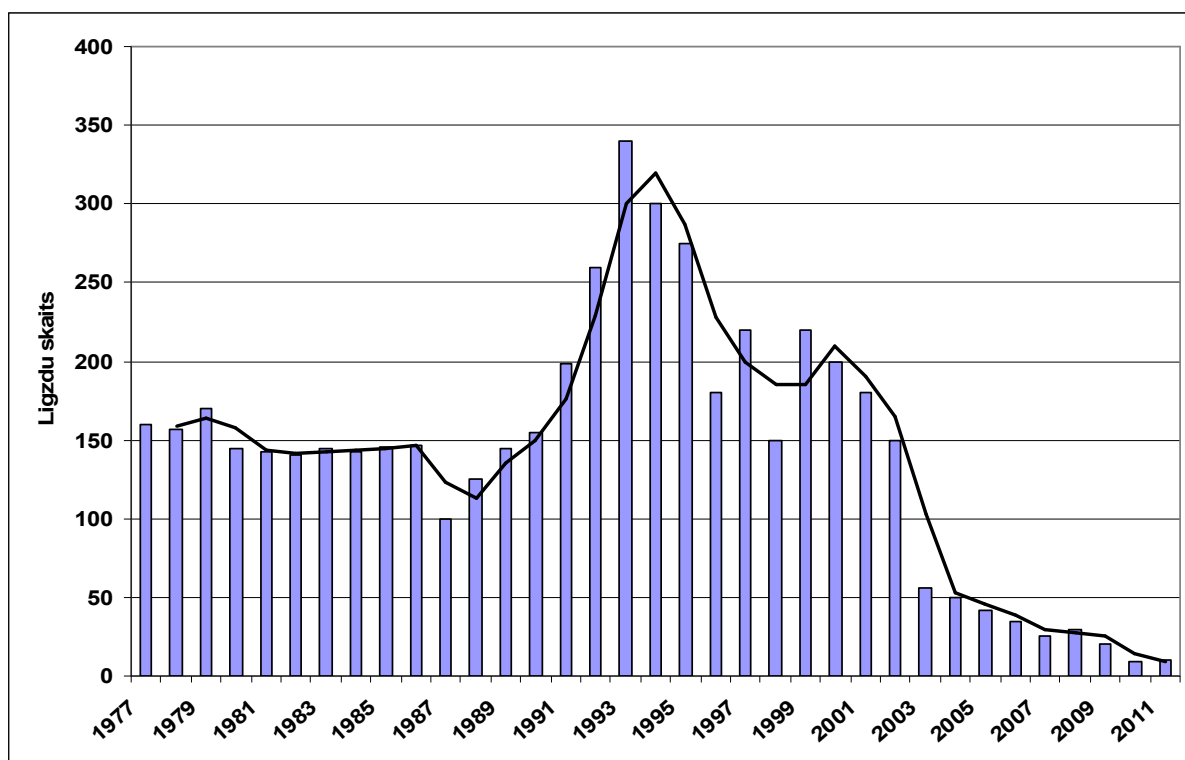
2.1.attēls. Sistēmdinamiskās modelēšanas procesa posmi (pēc Blumberga, 2010a)

Sistēmiskā domāšana ir mēģinājumu un kļūdu process. Lai gan literatūrā sistēmiskās domāšanas instrumentu rezultāti izskatās vienkārši un viegli saprotami, reālā dzīvē to uztvere

ir diezgan sarežģīta. Sistēmdinamiskās modelēšana ir radošs process, kura laikā tiek attīstītas jaunas idejas (Blumberga, 2010a).

### 2.2.1. Problēmas formulēšana

Engures ezerā, sākot ar 1990. gadu sākumu, putnu ligzdošanas vietu skaits ir strauji samazinājies, kas saistīts ar saimnieciskās sistēmas izmaiņām un zivju pārstrādes apjomu samazināšanos. Līdz ar to putniem pieejamā antropogēnās barības bāze samazinājās (Vīksne et al., 2011). Šī apakšmodeļa izstrāde par ornitofaunas populāciju izmaiņām gadu gaitā pierāda, ka pastāv iespēja izstrādāt modeli, kas sevī ietver visaptverošos datus par Engures ezera sateces baseinā noritošajiem ekoloģiskajiem, ķīmiskajiem, fizikālajiem, hidroloģiskajiem un citiem nozīmīgiem vides procesiem.



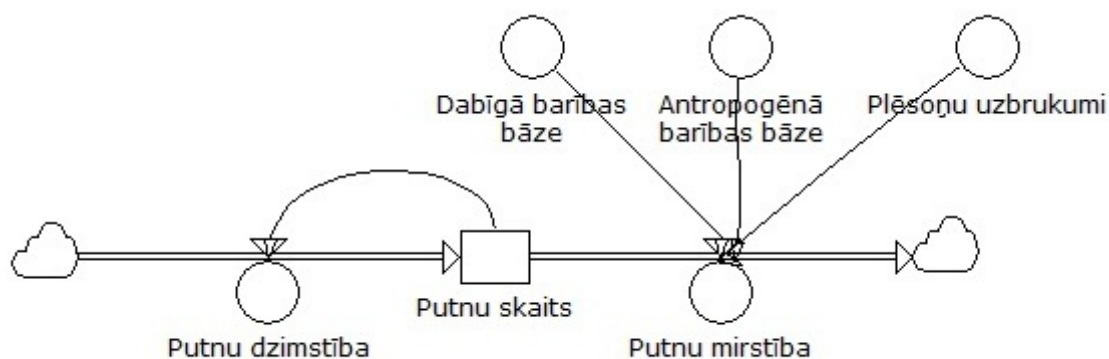
2.2.attēls. Pīļu ligzdošanas vietu skata izmaiņas gadu gaitā (pēc Vīksne et al., 2011)

Tas izsauc ezerā ligzdojošo pīļu skaita dinamikas izmaiņas, kas arī ietekmē citu biocenožu funkcionēšanu Engures ezerā (2.2.attēls). Hidroloģiskā režīma izmaiņas gadu gaitā, ir vērā ņemams faktors, kas izsauc ūdens līmeņa svārstības, un ietekmē aizaugušo ezera platību kopējo laukumu. Galvenokārt, putnu ligzdošanas vietas atrodas uz ezerā esošajām salām un aizaugošajām slīkšņām. Ūdens līmeņa izmaiņas rada labvēlīgu situāciju, lai apkārtesošie plēsīgie zīdītāji varētu piekļūt putnu ligzdošanas vietām, tādējādi ietekmējot putnu skaita

izmaiņas. Ezera aizaugšana rada potenciālu dabīgās barības bāzes palielinājumu, jo pieaug augu biomasas apjums ezerā, kas atsevišķām putnu sugām kalpo par vienīgo barības avotu. Zivju daudzuma izmaiņas atsaucas uz putnu, kas uzturā lieto zivis, skaita dinamiku, ietekmējot ekosistēmā notiekošos procesus. Katrs no nosauktajiem sistēmas elementiem savstarpēji ietekmē viens otru, ietekmējot arī citu apakšmodeļu mainīgos parametrus. Cilvēku saimnieciskā darbība un esamība ezera sateces baseinā, galvenokārt, ietekmē putnu mieru, bet pastarpināti caur dažādiem procesiem ir iespējama arī tieša iedarbība uz putnu dzīves vides kvalitātes izmaiņām (Vīksne, 2012).

### 2.2.2. Dinamiskās hipotēzes izstrādāšana

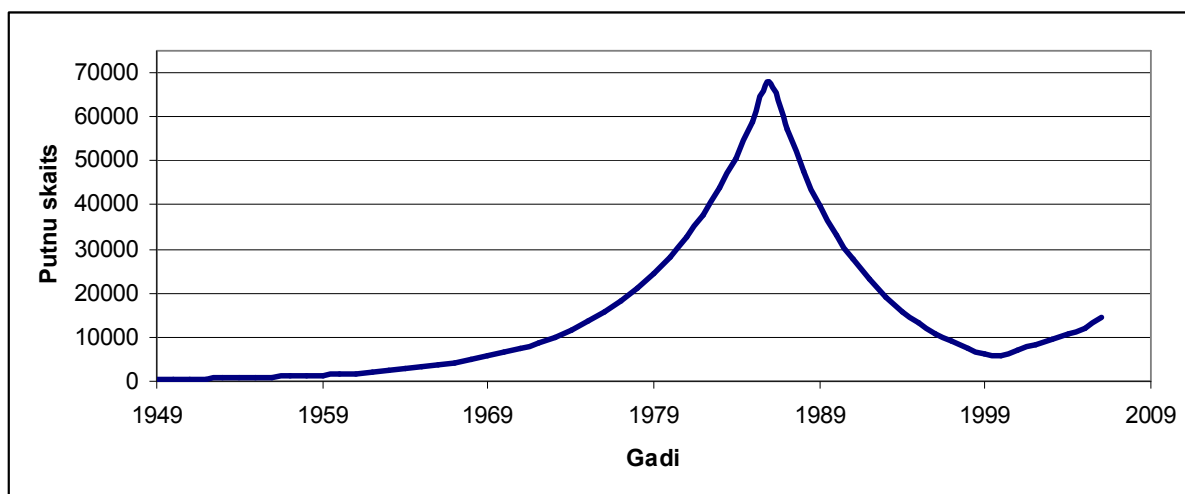
Apakšmodeļa pamata struktūra ir veidota, vadoties pēc galvenā krājuma (*Putnu skaits*), kas raksturo putnu skaitu modelēšanu sākuma periodā. Ieejošā plūsma (*Putnu dzimstība*), kas regulē kopējo putnu skaita pieaugumu, galvenokārt, ir atkarīga no tā kopējā putnu skaita, kas ir spējīgi radīt nākamo paaudzi, tādējādi veidojot nākamo simulācijas soli. Izejošā plūsma (*Putnu mirstība*), kas regulē kopējo putnu skaita samazinājumu, pamatā sastāv no trīs mainīgiem lielumiem: (*Dabīgā barības bāze*) definē putnu dabīgās barības bāzes ietekmi uz putnu mirstību; (*Antropogēnā barības bāze*) definē antropogēnās barības bāzes ietekmi uz putnu mirstību; (*Plēsoņu uzbrukumi*) definē plēšīgo zīdītāju uzbrukumu ietekmi uz putnu mirstību (2.3.attēls).



2.3.attēls. Putnu skaita krājuma un plūsmu struktūra

Putnu skaita izmaiņu apakšmodeļa pamata struktūra konceptuāli nemainās, bet plūsmu raksturu maina klātnākoši papildus mainīgie elementi, kas ietekmē putnu skaita dinamiskās izmaiņas. Simulācijas sākuma periodā (1949. gads) putnu skaits tiek noteikts pēc pieejamās literatūras atspoguļotājiem (Vīksne et al., 2011). Par viena modelējamā cikla laika vienību tiek pieņemts viens mēnesis. Tas dod iespēju novērtēt putnu skaita izmaiņas katrā konkrētajā

sezonā, kā arī dod iespēju papildināt apakšmodeļa pamata struktūru ar mainīgajiem elementiem, kas atspoguļo datus par sezonāliem novērojumiem. Papildus mainīgie elementi atspoguļo konkrētāk pamata elementu mainīgos datus. Piemēram, mainīgais elements (*Dabīgā barības bāze*), kuru iespējams sadalīt apakšvienībās, piemēram, noteikts putnu daudzums, kas barojas tikai no zivīm vai aļģēm, vai makrofitiem. Līdz ar to papildus šiem faktoriem ir jādefinē to tiešā ietekme uz kopējā putnu skaita izmaiņām.



2.4.attēls. Ilglaicīgās ornitoloģiskās izmaiņas laika gaitā Engures ezerā (pēc Vīksne et al., 2011)

Par dinamiskās hipotēzes galveno pieņēmumu apakšmodelī „Putni Engures ezerā” tiek pieņemts, ka izveidotā modeļa izejas grafikam par putnu skaita izmaiņām laikā ir jāatspoguļo putnu skaita izmaiņu tendence pēc ilglaicīgajiem ornitoloģiskajiem novērojumiem Engures ezera sateces baseinā (2.4.attēls), kas uzskatāmi parāda, ka aptuveni 60 gadu laikā putnu skaits ir dramatiski svārstījies pat vairāku simtu tūkstošu robežās. Pie nosacījuma, ka šie abi grafiki saglabā vienādu tendenci un modeļa izejas grafikā atspoguļotais putnu skaits ir nebūtiskas kļūdas robežās, var uzskatīt, ka modelis ir funkcionēt spējīgs.

### 2.2.3. Modeļa formulēšana un simulēšana

Izmantojot modelēšanas programmatūru, modeļa dinamiskā hipotēze tiek pārveidota datormodelī, kas var simulēt problemātisko reālās sistēmas uzvedību. Formulēšanas stadijā tiek definētas matemātiskās kopsakarības - vienādojumi, kas attēlo funkcionālās attiecības starp mainīgajiem parametriem modelī, un tie tiek ievadīti datorsimulācijas programmā. Simulēšanas stadijā modelis tiek darbināts, izmantojot modelēšanas programmatūru „PowerSim Studio 9.0 Academic”, un šī procesa galvenais uzdevums ir modelī no jauna radīt reālo problēmu. Tā tiek iegūti mainīgā sistēmas elementa izejas dati grafiskā formā, ko

salīdzina ar sākotnēji izveidoto sistēmas bāzes scenārija uzvedību. Rezultātu nesakritība liecina par kļūdu izveidotajā sistēmas modelī. Ja modelētā sistēmas uzvedība sakrīt ar bāzes scenārija uzvedības grafiku (2.4.attēls), tas ir pierādījums, ka sistēma savos pamatprincipos ir uzmodelēta pareizi. Modeļa iespējamā pareizība bieži vien ir tikai pieņēmums, jo daži modeļi var radīt līdzīgu uzvedību, un ir grūti skaidri noteikt, vai tieši šis modelis precīzi attēlo reālās sistēmas uzvedību. Pārliecību par iegūtā modeļa atbilstību pētāmajai sistēmai var palielināt, pielietojot atšķirīgus verifikācijas testus (Blumberga, 2010a). Modeļa simulēšanas gaitā var rasties situācija, ka ir jāmaina modeļa parametri, to saites vai to savstarpējo attiecību raksturs. Simulācijas process nereti atklāj dažādu parametru nesaderību, jo pastāv iespēja, ka pat pie parametru mērvienību saderības paši parametri nav savienojami savstarpējā ķēdē. Tādēļ bieži vien modeļa formulēšanas un simulācijas procesā ir nepieciešams papildināt modeli ar papildus elementiem (Stamatopoulou, 2007).

#### **2.2.4. Modeļa testēšana**

Izveidotā modeļa testēšana ir tā analīzes posms. Testēšanas mērķis ir nodrošināt pārliecību, ka modelis ir pilnīgs un noderīgs. Sistēmdinamikas modeļu testēšanai ir vairākas sistēmas struktūras un uzvedības novērtējuma metodes. Modeļa testēšanai ir jāsniedz atbildes uz tādiem jautājumiem, kā modeļa robežu atbilstība paredzamajam mērķim, modeļa sarežģītības pakāpe un problēmu skaidrojošo elementu iekļaušana modelī. Jāņem vērā, ka neviens modelis precīzi nesakrīt ar reālo objektu un sistēmu, kas tiek modelēta, tāpēc nepastāv absolūti ticami modeļi. Modeļus uzskata par ticamiem un derīgiem, ja tos var izmantot ar pārliecību. Pastāv dažādas sistēmdinamikas modeļu testēšanas pieejas, lai palielinātu pārliecību par to derīgumu un ticamību. Sistēmdinamikas testus iedala vairākās grupās, piemēram, modeļa struktūras testi, kas vērtē modeļa struktūru un elementus, neanalizējot savstarpējās attiecībās starp sistēmas struktūru un tās uzvedību. Vēl viena no grupām ir modeļa uzvedības testēšana, kas vērtē modeļa struktūras adekvātumu, analizējot sistēmas radīto uzvedību. Politikas ietekmes novērtējuma testi ir nepieciešami, lai paredzētu un novērtētu izveidotā modeļa atbilstību kā palīginstrumentu dažādu lēmumu pieņemšanā. Šajās trīs sistēmdinamikas testēšanas grupās ietilpst arī parametru verifikācijas testi, robežu atbilstības testi, ekstrēmu apstākļu novērtēšanas testi, mērvienību savstarpējās atbilstības testi, modeļa uzvedības testi, uzvedības attēlojuma testi, uzvedības prognozēšanas testi, uzvedības anomāliju testi, negaidītas uzvedības testi, ekstrēmas politikas testi, uzvedības jūtības testi (Blumberga, 2010b).

### 2.2.5. Modeļa scenāriju veidošana

Sistēmdinamikas modeļos problēmas tiek vadītas un risinātas, izmainot krājumus un regulējot ieejošo un izejošo plūsmu apjomus. Sistēmdinamikā scenāriju veidošana ir lēmumu kopums, kas regulē plūsmas, samazinot atšķirību starp krājuma vēlamajām un reālajām vērtībām. Lēmumu pieņemšanai nepieciešama informācija, ko sniedz krājumos esošās vērtības. Modeļu scenāriju veidošana ir iekļauta informācijas atgriezeniskajās cilpās starp plūsmām un krājumiem. Scenāriju veidošana ir plūsmu regulējošo lēmumu pieņemšanas noteikumu izmainīšana, izveidojot jaunu atgriezenisko cilpu virkni, vai labojot jau esošās atgriezeniskās cilpas, vai arī mainot pozitīvo un negatīvo cilpu savstarpējo proporciju. Veidojot scenārijus, tiek meklēti kritiskie parametri, kurus izmainot mainās plūsma, kas ietekmē krājumus. Izmainot kādu no sistēmas parametriem, var būtiski mainīties visa sistēma kopumā (Blumberga, 2010b). Ar sistēmdinamikas modeļu scenāriju veidošanas palīdzību ir iespējams prognozēt ekstremālu situāciju sekas, kas ļauj izdarīt secinājumus par nepieciešamajām darbībām, lai novērstu vai mazinātu šī notikuma sekas. Vides apstākļu modeļu scenāriji dod iespēju aplūkot iespējamās sekas, kas gan nedod iespēju tās novērst, bet gan samazināt ietekmes kopējo efektu, kā arī iespēju robežās manīt iesaistīto sistēmas parametru vērtības (Cowing et al., 2004).

### 3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

#### 3.1. Apakšmodelis „Putni Engures ezerā”

Engures ezera sistēmdinamiskas modeļa izveides process ietver kompleksu ekosistēmas analīzi, ko veido daudzi konkrēto ekosistēmu raksturojoši parametri. Lai pierādītu sistēmdinamikas modeļa izveides iespējas, tika izstrādāts apakšmodelis, kas aptver noteiktus ekosistēmas elementus. Padziļināti tika pētīta iespēja izstrādāt sistēmdinamikas modeli par ornitofaunas populācijas izmaiņām Engures ezera ekoreģionā. Šajā nodaļā tiks aprakstīts izveidotais apakšmodelis „Putni Engures ezerā”, analizētas tā pielietošanas iespējas, un potenciālās attīstības iespējas. Apakšmodelis par putnu populāciju izmaiņām atspoguļo putnu skaita izmaiņas laika gaitā, kā arī dabīgās un antropogēnās barības bāzes ietekmes. Tiek aplūkota ikgadējā plēsoņu un mednieku kopējā ietekme uz putnu populācijām.

Putnu skaita izmaiņas laikā var ietekmēt daudz dažādu faktoru, kurus apvienojot veidojas sarežģīta un grūti definējama sistēma. Viens no grūtāk novērtējamiem sistēmas elementiem ir putnu intelekta ietekme uz to uzvedību laika gaitā, kā arī putnu spēja pielāgoties atšķirīgām izmaiņām apkārtējā vidē. Galvenokārt, nopietnākās izmaiņas, kas skar putnu populāciju Engures ezera sateces baseinā, ir saistītas ar antropogēnās barības bāzes un dabīgās barības bāzes proporcionālā sadalījuma izmaiņām. Līdz 1990. gadiem proporcionāli lielākā daļa putnu barojās no antropogēnas izcelsmes barības, bet mūsdienās proporcionāli lielākā daļa putnu barojas no pieejamās dabīgās barības. Vērā ņemams ietekmes faktors ir arī kažokzvēru audzēšanas fermu likvidācija 1990. gadu sākumā, līdz ar to palielinot plēsēju skaitu Engures ezera reģionā teritorijā. Daļa plēsēju vai nu izmuka no šīm fermām, vai arī tika atbrīvoti, tādējādi izsaucot palielinātu putnu mirstību no plēsoņu uzbrukumiem (Vīksne, 2012).

Katra no modelī iekļautajām formulām raksturo sistēmā iesaistīto elementu uzvedību, kas savstarpējās mijiedarbības rezultātā ietekmē saistītos elementus un prasa nopietnu analīzi. Izveidotās formulas atspoguļo putnu dzimstību, putnu mirstību atkarībā no dabīgās un antropogēnās barības pieauguma, putnu mirstību no apkārt esošo plēsoņu uzbrukumiem un mirstību no gadskārtējām putnu medībām. Literatūras analīzes rezultātā ir noskaidrotas sakarības, kas atspoguļo putnu dzimstību atkarībā no pieejamo ligzdošanas vietu skaita, putnu izdzīvošanas spēju atkarībā no zoobentosa blīvuma un zivju blīvuma ezerā, kā arī sakarību starp pieejamās antropogēnās barības daudzumu un putnu daudzumu. Izveidotās formulas, kuras tiek ievietotas apstrādei modelēšanas programmatūrā PowerSim Studio 9.0, veido kompleksu algoritmu sistēmu, pēc kā tiek ģenerētas iespējamās putnu populācijas skaita

izmaiņas laika gaitā. Iegūtie modeļa izejas dati tiek salīdzināti ar ilggadīgajiem ornitoloģiskajiem pētījumiem Engures ezera reģionā, kas pierāda, ka modeļa darbība tā pamatos atspoguļo reālās izmaiņas dabā. Tas pierāda, ka laika gaitā var tikt izstrādāts paplašināts modelis, kas atspoguļo ekoloģisko procesu izmaiņas laika gaitā dažādās Engures ezera ekosistēmās.

### Matemātiskās kopsakarības:

Putnu dzimstību viena simulācijas gada laikā atspoguļo putnu skaits simulācijas sākuma punktā, reizināts ar putnu dzimstības rādītāju. Katrā nākamajā simulācijas solī putnu dzimstības rādītājs (koeficients) var nedaudz mainīties atkarībā no putniem pieejamo ligzdu skaita efekta uz putnu dzimstību, bet radikāli mainās putnu skaits atkarībā no iepriekšējā simulācijas soļa. To aprēķina sekojoši:

$$N_{dzimst}^{putni} = \frac{N_{putni} * R_{dzimst}}{gads}, \quad (3.1. formula)$$

kur

$N_{dzimst}^{putni}$  - piedzimušo putnu skaits, īpatņi;

$N_{putni}$  - putnu skaits, īpatņi (Vīksne et al., 2011);

$R_{dzimst}$  - putnu dzimstības rādītājs.

Kopējais putnu dzimstības rādītājs laika gaitā ir atkarīgs no putniem pieejamo ligzdu skaita, ko atspoguļo sakarība „Ligzdošanas vietu blīvuma efekts uz putnu dzimstību” (3.1. attēls), kas reizināts ar normālo putnu dzimstības rādītāju. Tas katrā simulācijas solī paliek nemainīgs. Normālais putnu dzimstības rādītājs noteikts pēc Engures ezerā mītošo galveno putnu grupu vidējo dzimstības rādītāja (Sherry et al., 2000). To aprēķina sekojoši:

$$R_{dzimst} = E_{ligzdas} * R_{dzimst}^{norm}, \quad (3.2. formula)$$

kur

$R_{dzimst}$  - putnu dzimstības rādītājs, %;

$E_{ligzdas}$  - ligzdošanas vietu efekts uz putnu dzimstību, (3.1. attēls);

$R_{dzimst}^{norm}$  - normāls putnu dzimstības rādītājs, % (Sherry et al., 2000)

Putnu blīvums ezerā tiek aprēķināts dalot simulācijas solim (0,0125) atbilstošo putnu skaitu ar Engures ezera spoguļvirsmas laukumu. To aprēķina sekojoši:

$$B_{putni} = \frac{N_{putni}}{S_{ezers}}, \quad (3.3. \text{ formula})$$

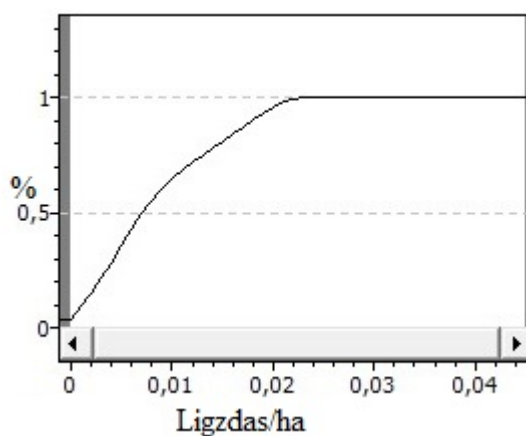
kur

$B_{putni}$  - putnu blīvums ezerā, īpatņi uz  $m^2$ ;

$N_{putni}$  - putnu skaits, īpatņi;

$S_{ezers}$  - ezera spoguļvirsmas laukums,  $m^2$  (Strautnieks and Grīne, 2011).

Sakarība „Ligzdošanas vietu efekts uz putnu dzimstību” atspoguļo teorētiski iespējamo putnu veiksmīgas ligzdošanas atkarību no putniem pieejamo ligzdu skaitu konkrētā teritorijā (3.1. attēls). Konkrētajā gadījumā nav iespējams noteikt sakarības augšējo robežu, kas atspoguļo veiksmīgi izvesto ligzdu ligzdu pārprodukcijas gadījumā. Sakarība ir sekojoša:



3.1. attēls. Sakarība „Ligzdošanas vietu blīvuma efekts uz putnu dzimstību” (pēc Ponier et al., 2008)

Ligzdošanas vietu blīvums tiek aprēķināts pēc formulas, kas atspoguļo putniem pieejamo ligzdu skaitu simulācijas solī, kas dalīts ar Engures ezera spoguļvirsmas platību. Šis parametrs nosaka limitu, pie kura putnu ligzdošana, līdz ar to dzimstība sasniedz teorētiski maksimālo robežu. To aprēķina sekojoši:

$$B_{ligzdas} = \frac{N_{ligzdas}}{S_{ezers}}, \quad (3.4. \text{ formula})$$

kur

$B_{ligzdas}$  - ligzdošanas vietu blīvums, ligzdas uz  $m^2$

$N_{ligzdas}$  - ligzdu skaits, ligzdas (Vīksne et al., 2011);

$S_{ezers}$  - ezera spoguļvirsmas laukums, m<sup>2</sup> (Strautnieks and Grīne, 2011).

Putnu mirstību no barības trūkuma viena simulācijas gada laikā atspoguļo putnu skaits atbilstošs simulācijas solim, kas reizināts ar putnu mirstības rādītāju. Putnu mirstības rādītājs (koeficients) mainās atkarībā no pieejamās barības, kā arī no antropogēnās barības pieejamības, jo pēc definētā modeļa antropogēnā barība ir pieejama no simulācijas 10. līdz simulācijas 37. gadam. To aprēķina sekojoši:

$$N_{mirst}^{putni} = \frac{N_{putni} * R_{mirst}}{gads}, \quad (3.5. \text{ formula})$$

kur

$N_{mirst}^{putni}$  - putnu mirstība no barības trūkuma, miruši putni gadā;

$N_{putni}$  - putnu skaits, īpatņi (Vīksne et al., 2011);

$R_{mirst}$  - putnu mirstības rādītājs, %.

Normālais putnu mirstības rādītājs tiek aprēķināts pēc proporcijas, kurā viens simulācijas gads tiek dalīts ar galveno putnu sugu vidējo dzīves ilgumu, kas iegūts no literatūras avotu analīzes par Engures ezerā mītošo galveno putnu sugu vidējiem dzīves ilgumiem. To aprēķina sekojoši:

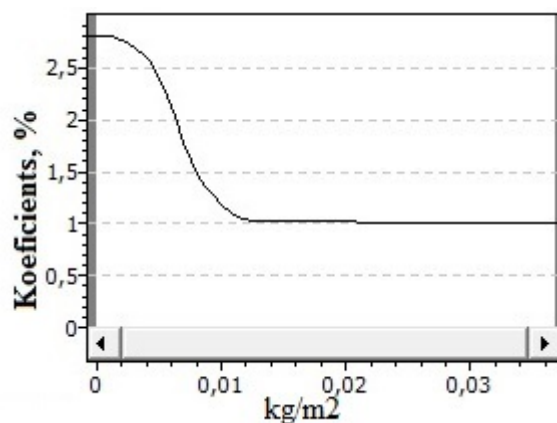
$$R_{mirst}^{norm} = \frac{1}{T_{putni}^{vid}}, \quad (3.6. \text{ formula})$$

kur

$R_{mirst}^{norm}$  - normāls putnu mirstības rādītājs, %;

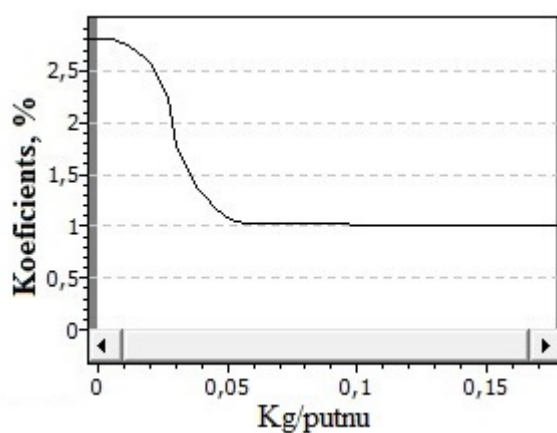
$T_{putni}^{vid}$  - putnu vidējais dzīves ilgums, gadi (Vīksne, 2012).

Zivju blīvuma ietekme uz putnu mirstību parāda procentuāli teorētisko putnu mirstību atkarībā no pieejamā zivju daudzuma (3.2.attēls). Pārāk mazs zivju blīvums var pat trīskāršot putnu mirstību no dabīgās barības bāzes trūkuma vai nepieejamības (Furness and Camphuysen, 1997). Ir grūti nosakāma sistēmas atbildes reakcija dabīgās barības bāzes pārprodukcijas gadījumā. Sakarība ir sekojoša:



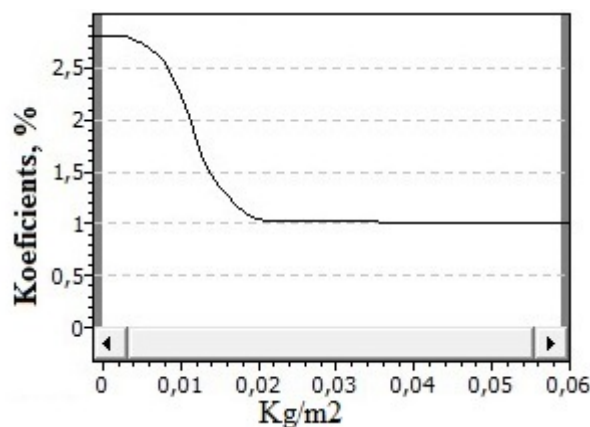
3.2.attēls. Sakarība „Zivju blīvuma ietekme uz putnu mirstību” (pēc Furness and Camphuysen, 1997)

Antropogēnās barības ietekme uz putnu mirstību parāda procentuāli teorētisko putnu mirstību atkarībā no pieejamā antropogēnās barības daudzuma (3.3.attēls). Pārāk mazs pieejamās antropogēnās barības daudzums var pat trīskāršot putnu mirstību no antropogēnās barības trūkuma vai nepieejamības (Furness and Camphuysen, 1997). Ir grūti nosakāma sistēmas atbildes reakcija antropogēnās barības bāzes pārprodukcijas gadījumā. Sakarība ir sekojoša:



3.3. attēls. Sakarība „Antropogēnās barības daudzuma ietekme uz putnu mirstību” (pēc Furness and Camphuysen, 1997)

Zoobentosa ietekme uz putnu mirstību parāda procentuāli teorētisko putnu mirstību atkarībā no pieejamā zoobentosa daudzuma (3.4.attēls). Pārāk mazs zoobentosa blīvums var pat trīskāršot putnu mirstību no dabīgās barības bāzes trūkuma vai nepieejamības (Furness and Camphuysen, 1997). Ir grūti nosakāma sistēmas atbildes reakcija dabīgās barības bāzes pārprodukcijas gadījumā. Sakarība ir sekojoša:



3.4. attēls. Sakarība „Zoobentosa blīvuma ietekme uz putnu mirstību” (pēc Wootton, 2002)

Putnu mirstība atkarībā no kopējās barības pieauguma tiek aprēķināta, reizinot putnu procentuālo īpatsvaru, kas pārtiek no zivīm, ar zivju blīvuma ietekmi uz putnu mirstību. Nākamo formulas saskaitāmo veido putnu procentuālais īpatsvars, kas pārtiek no zoobentosa, reizinājums ar zoobentosa blīvuma ietekmi uz kopējo putnu mirstību. Pēdējais saskaitāmais formulā veido koeficientu, kas atspoguļo putnu procentuālo īpatsvaru, kas pārtiek tikai no antropogēnās barības reizinājumu ar antropogēnās barības ietekmi uz kopējo putnu mirstību. Sekojoši visu trīs saskaitāmo summa tiek reizināta ar normālo putnu mirstības rādītāju. Iegūtā izteiksme, kam ir koeficienta raksturs, tiek reizināta ar normālo putnu mirstības rādītāju, kā gala rezultātu iegūstot koeficientu, kas atspoguļo putnu mirstību no kopējās barības bāzes trūkuma. To aprēķina sekojoši:

$$R_{mirst}^{kop} = (0,35 * E_{zivis} + 0,35 * E_{zoobentos} + 0,3 * E_{antropB}) * R_{mirst}^{norm}, \quad (3.7. \text{ formula})$$

kur

$R_{mirst}^{kop}$  - putnu mirstības rādītājs no barības bāzes trūkuma, %;

$E_{zivis}$  - zivju blīvuma ietekme uz putnu mirstību (3.2.attēls);

$E_{zoobentos}$  - zoobentosa ietekme uz putnu mirstību (3.4attēls);

$E_{antropB}$  - antropogēnās barības bāzes ietekme uz putnu mirstību (3.3.attēls);

$R_{mirst}^{norm}$  - normāls putnu mirstības rādītājs, %.

Putnu mirstība atkarībā no dabīgās barības bāzes tiek aprēķināta reizinot putnu procentuālo īpatsvaru, kas pārtiek no zivīm, ar zivju blīvuma ietekmi uz putnu mirstību, sekojoši summējot reizinājumu, kas parāda putnu procentuālo īpatsvaru, kas, galvenokārt, pārtiek no zoobentosa ar zoobentosa blīvuma ietekmi uz putnu mirstību. Iegūtā izteiksme, kam ir koeficienta raksturs tiek reizināta ar normālo putnu mirstības rādītāju, kā gala

rezultātu, iegūstot koeficientu, kas atspoguļo putnu mirstību no dabīgās barības bāzes trūkuma. To aprēķina sekojoši:

$$R_{mirst}^{dab} = (0,82 * E_{zivis} + 0,18 * E_{zoobentos}) * R_{mirst}^{norm}, \quad (3.8. formula)$$

kur

$R_{mirst}^{dab}$  - putnu mirstības rādītājs barības rezultātā trūkuma, %;

$E_{zivis}$  - zivju blīvuma ietekme uz putnu mirstību (3.2.attēls);

$E_{zoobentos}$  - zoobentosa ietekme uz putnu mirstību (3.4.attēls);

$R_{mirst}^{norm}$  - normāls putnu mirstības rādītājs, %.

Putnu mirstība plēsīgo zīdītāju uzbrukumū rezultātā tiek aprēķināta un pieņemta atkarībā no ilgtermiņa ornitoloģiskajiem pētījumiem Engures sateces baseinā. Noplēsto putnu noteikts gadā, lai iegūtajam skaitlim būtu krājumu mainošs raksturs. To aprēķina sekojoši:

$$N_{mirst}^{noples} = \frac{N_{noples}}{gads}, \quad (3.10. formula)$$

kur

$N_{mirst}^{noples}$  - vidējais noplēsto putnu daudzums gadā, īpatņi gadā;

$N_{noples}$  - vidējais noplēsto putnu skaits laika periodā 1989.-2009. gadam, īpatņi 4 gados

(Vīksne et al., 2011).

Putnu mirstība no gadskārtējām medībām tiek aprēķināta reizinot simulācijas solim atbilstošo kopējo putnu skaitu ar procentuāli vidējo nomedīto putnu skaitu, kas nomedīts no 1993. gada līdz 2006. gadam. To aprēķina sekojoši:

$$N_{mirst}^{nomed} = \frac{N_{putni}}{gads} * R_{medibas}, \quad (3.11. formula)$$

kur

$N_{mirst}^{nomed}$  - vidējais nomedīto putnu skaits gadā, īpatņi gadā;

$N_{putni}$  - putnu skaits, īpatņi (Vīksne et al., 2011);

$R_{medibas}$  - procentuāli nomedītais putnu daudzums atkarībā no kopējā putnu skaita, % (Vīksne et al., 2011).

Modelim nepieciešamie pamata izejas dati (3.1.tabula), galvenokārt, ir iegūti literatūras analīzes rezultātā, kā arī veicot intervijas ar attiecīgās jomas ekspertiem.

3.1.tabula. Apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” nemainīgo parametru vērtības

Parametrs	Mainīgā apzīmējums	Apjoms	Mērvienība	Autors
Antropogēnās barības daudzums	antrop_bariba	0,12	kg/putnu	Erickson et al., 2005
Ezera spoguļvirsmas laukums	ezera_laukums	413000000	m <sup>2</sup>	Strautnieks un Grīne, 2011
Putnu ligzdu skaits	ligzdas	1001	vietas	Vīksne et al., 2011
Nomedīto putnu īpatsvars	nomeditie_%	9	%	LU BI atskaite, 2009
Noplēstie putni	noplestie	327	skaits	Vīksne et al., 2011
Normāls putnu dzimstības rādītājs	normals_dzim_rad	26,5	%	Sherry et al., 2000
Plēsēju skaits	pleseji	8	gab	Vīksne et al., 2011
Putnu skaits	Putni	400	gab	Vīksne et al., 2011
Putnu īpatsvars, kas pārtiek no zivīm	putnu ipatsvars kas partiek no zivim	82,75	%	Vīksne et al., 2011
Putnu īpatsvars, kas pārtiek no zoobentosa	putnu ipatsvars kas partiek no zoobentosa	17,25	%	Vīksne et al., 2011
Putnu vidējais dzīves ilgums	putnu videjais dzives ilgums	23,25	gadi	Desholm, 2009
Zivju blīvums ezerā	ziviju blivums	0,025	kg/ m <sup>2</sup>	Brižs, 2012
Zoobentosa blīvums ezerā	zoobentosa_bliv	0,04	kg/ m <sup>2</sup>	Ilggadīgie novērojumi, 2013

Daļa no datiem, kā, piemēram, normālais putnu dzimstības rādītājs, putnu vidējais dzīves ilgums, putnu īpatsvars, kas pārsvarā pārtiek no zivīm, putnu īpatsvars, kas pārsvarā pārtiek no zoobentosa, ir proporcionāli aprēķināti no citiem pētījumiem par putnu populācijām, piesaistot tos konkrēti Engures ezera gadījumam. Iesaistīto parametru mērvienības tiek piemērotas konkrētajam gadījumam. Galvenokārt, parametri atspoguļo barības daudzumu uz vienu indivīdu (kg/putnu), ezera telpiskos izmērus (m<sup>2</sup>), indivīdu skaitu, pieejamās barības blīvumu (kg/m<sup>2</sup>), populācijas procentuālo sadalījumu pēc to barošanās veida un īpatņu dzīves ilgumu. Simulācijas laikā šie parametri paliek nemainīgi, modelī tie darbojas, kā konstantes un definētie krājumi. Parametri, kas raksturo ezera telpiskos datus, modeļa simulācijas laikā var mainīt datus par zivju populācijas blīvumu, putnu populācijas

blīvumu, kā arī izmainīt ezerā esošo makrofitu blīvumu attiecībā pret kopējo ezera laukumu. Iespējams, pievienojot konkrētajam apakšmodelim, var mainīties iesaistīto parametru raksturs un daļa no tiem var kļūt par mainīgajiem parametriem atkarībā no citiem tiem piesaistītajiem parametriem. Šādā veidā, iespējams, var veidoties ķēde, kurā katra nākamā parametra vērtība var mainīties atkarībā no pirms tam piesaistīta parametra vērtības un izšķiroša nozīme būs tieši bāzes parametra vērtībai un tās raksturam.

Modeļa simulācija tika veikta 55 gadu periodā no 1949. gada līdz 2005. gadam, izmantojot iepriekš izvirzīto dinamisko hipotēzi. Sistēmdinamikas apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” pamatstruktūra sastāv no kopējā putnu krājuma Engures ezerā, ieejošās plūsmas, kas raksturo kopējo putnu dzimstību, un trijām izejošajām plūsmām, kas raksturo putnu mirstību no dabīgās un antropogēnās barības pieejamā daudzuma, putnu mirstība no ikgadējām putnu medībām reģionā un putnu mirstību no plēsīgo zīdītāju uzbrukumiem (3.5.attēls).

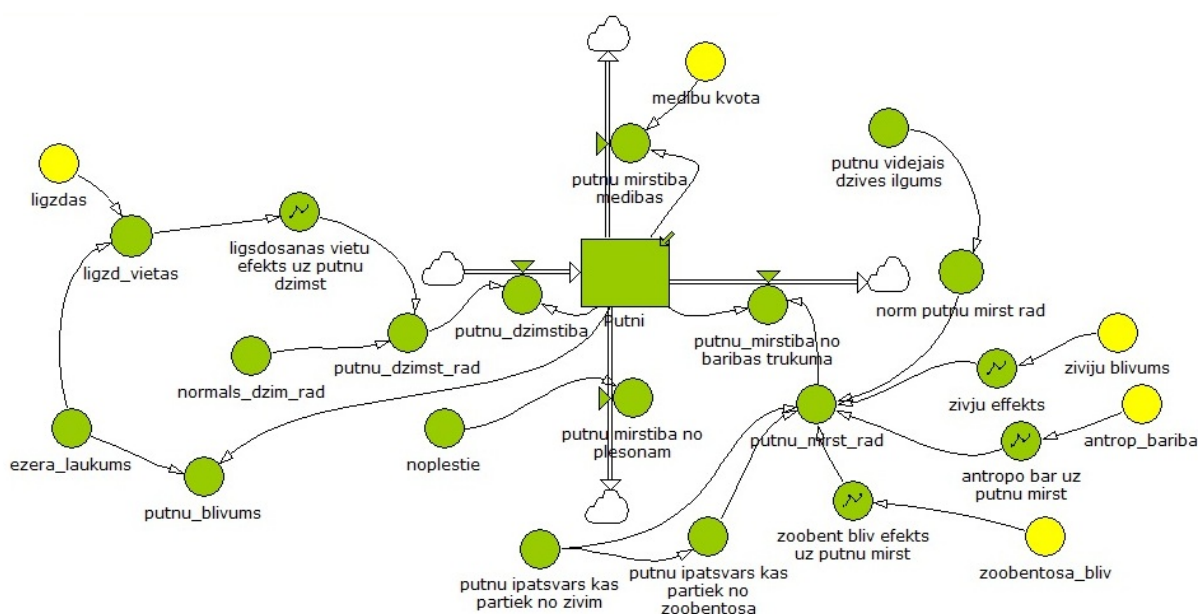
Ieejošo plūsmu veido kopējais putnu dzimstības rādītāja reizinājums ar kopējo putnu skaitu atbilstošajā simulācijas solī. Kopējo putnu dzimstības rādītāju veido normālais putnu dzimstības koeficienta reizinājums ar koeficientu, kas atspoguļo sakarību starp pieejamo ligzdošanas vietu ietekmi uz putnu dzimstību. Sakarībā „Ligzdošanas vietu ietekme uz putnu dzimstību” (3.1.attēls) tiek ievadīts parametrs „ligzdošanas vietu blīvums ezerā” (3.4.formula), ko veido ezera spoguļvirsmas laukuma un putniem pieejamo ligzdošanas vietu skaita dalījums.

Viena no modelī izejošajām plūsmām, kas raksturo kopējo putnu skaita izmaiņu reģionā, veido vidējais katru gadu nomedītais putnu skaits izteikts procentos, kas reizināts ar kopējo putnu skaitu atbilstošajā simulācijas solī (3.11.formula). Putnu mirstība no gadskārtējām putnu medībām simulācijas periodā ir atkarīga tikai no kopējā putnu skaita.

Izejošo plūsmu, kas raksturo kopējo putnu skaita izmaiņu reģionā atkarībā no plēsīgo zīdītāju uzbrukumiem, veido konstante, kas raksturo vidējo katru gadu noplēsto putnu skaitu (3.10.formula). Paplašinot sistēmdinamikas modeli, tajā tiek iekļauts apakšmodelis par plēsīgo zīdītāju populācijas izmaiņām. Līdz ar to šāda ķēde atstās iespaidu uz kopējo putnu populācijas dinamiku Engures ezera sateces baseinā.

Izejošo plūsmu, kas raksturo putnu populācijas dinamikas mainību atkarībā no dabīgās un antropogēnās barības bāzes pieejamības, veido simulācijas solim atbilstošais kopējais putnu skaita reizinājums ar koeficientu, kas parāda kopējo putnu mirstības rādītāju. Kopējam mirstības rādītājam atkarībā no putnu barošanās rakstura ir divi gadījumi. Pirmais no tiem ir putnu barošanās tikai no dabīgās barības bāzes (3.8.formula), otrs gadījums ir kad putni barojas gan no dabīgās barības bāzes, gan no antropogēnās barības bāzes (3.7.formula).

Pirmajā gadījumā, kad putni barojas tikai no dabīgās barības bāzes, normālais putnu mirstības rādītājs, ko iegūst, vienu simulācijas gadu dalot ar Engures ezerā mītošo atslēgas putnu sugu vidējo dzīves ilgumu (3.6.formula), tiek reizināts ar izteiksmi, kas nosaka putnu barības avotu. Šajā izteiksmē putnu procentuālais īpatsvars, kas pārsvarā pārtiek no zivīm, reizinājums ar zivju blīvuma ietekmi uz putnu mirstību (3.2.attēls) tiek summēts ar putnu procentuālo īpatsvaru, kas pārsvarā pārtiek no zoobentosa, reizinājums ar zoobentosa blīvuma ietekmi uz kopējo putnu mirstību (3.4.attēls). Otrajā gadījumā, kad putni barojas gan no dabīgās barības bāzes, gan no antropogēnās barības bāzes, normālais putnu mirstības rādītājs, ko iegūst, vienu simulācijas gadu dalot ar Engures ezerā mītošo atslēgas putnu sugu vidējo dzīves ilgumu (3.6.formula), tiek reizināts ar izteiksmi, kas nosaka putnu barības avotu. Šajā izteiksmē putnu procentuālais īpatsvars, kas pārsvarā pārtiek no zivīm, reizinājums ar zivju blīvuma ietekmi uz putnu mirstību (3.2.attēls) tiek summēts ar putnu procentuālo īpatsvaru, kas pārsvarā pārtiek no zoobentosa, reizinājums ar zoobentosa blīvuma ietekmi uz kopējo putnu mirstību (3.4.attēls) un putnu procentuālo īpatsvaru, kas barojas gan no dabīgās, gan antropogēnās barības bāzes, reizinājumu ar teorētiski iespējamo antropogēnās barības blīvuma ietekmi uz kopējo putnu mirstību (3.3.attēls).



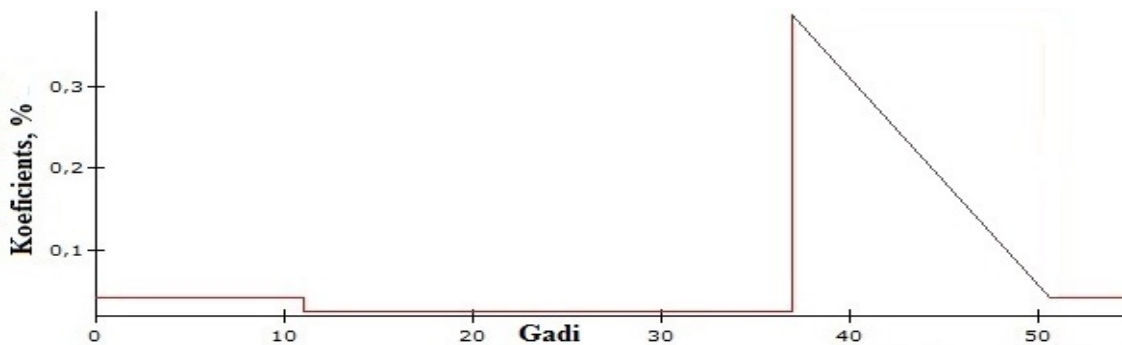
3.5.attēls. Apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” shēma (Shēmas apzīmējumi sniegti tabulā 3.1.)

Zivju blīvuma ietekme uz putnu mirstību tiek pētīta, kombinējot iepriekš noteiktās sakarības ar Engures ezera piesaistītiem pētījumiem par zivju blīvumu ezerā (3.2.attēls). Zoobentosa blīvuma ietekme uz putnu mirstību tiek novērtēta, kombinējot iepriekš pētītas sakarības ar Engures ezera piesaistītiem pētījumiem par zoobentosa blīvumu ezerā (3.4.attēls). Antropogēnās barības bāzes blīvuma ietekme uz putnu mirstību tiek veidota, kombinējot

iepriekš pētītas sakarības ar Engures ezera piesaistītiem pētījumiem par teorētiski iespējamo antropogēnās barības blīvumu Engures ezera reģionā (3.3.attēls).

Viens no svarīgākajiem modeļa normālas darbības kritērijiem visā simulācijas periodā ir tā spēja saglabāt plūsmas regulējošos koeficientus vienā līmenī. Ja kāds no plūsmai piesaistītajiem koeficientiem sāk acīm redzami svārstīties, palielinot savu svārstību amplitūdu, tad modeļa veidošanas procesā ir ieviesusies nopietna kļūda, kas nekavējoties ir jāizlabo (Blumberga, 2013). Kopējais putnu dzimstības koeficients visā simulācijas periodā ir nemainīgs. Tas liecina par to, ka ieejošā plūsma modelī ir definēta pareizi un tā pilda savu funkciju. Visā 55 gadu simulācijas periodā putnu dzimstības rādītājs saglabā nemainīgu vērtību 0,265, kas nozīmē, ka putnu skaita dabiskais pieaugums reģionā ir ar 26,5% gadā (Sherry et al., 2000). Ja laika gaitā mainītos putniem pieejamo ligzdu blīvums ezera reģionā, tad grafikā tas parādītos, kā pakāpes līnijas izmaiņa uz y-ass, bet grafika svārstības uz y-ass laika gaitā neparādītos.

Putnu mirstības rādītājs gadu gaitā parāda izmaiņas, kas saistītas ar putnu barības avota mainību laikā, kas saistīta ar pēkšņu, neierobežotu antropogēnās barības pieejamību putniem (3.7.attēls). Vienpadsmitajā simulācijas gadā (reālajā laikā ap 1960.gadu) modelī parādās antropogēnās barības pieejamības faktors, kas saistīts ar cilvēku saimniecisko darbību Engures ezera reģionā. Līdz šim simulācijas punktam kopējais putnu mirstības rādītājs atkarībā no barības bāzes ir 0,043. Reģionā sākās intensīva zivsaimniecības attīstība un kažokzvēru fermu attīstība, no kurām apkārtdzīvojošie putni ieguva antropogēno barību. Līdz ar sociālisma sabrukumu šie antropogēnās barības izcelsmes vietas tika uzlabotas vai beidza pastāvēt (Vīksne, 2012). Pēc simulācijas vienpadsmitā gada putnu mirstība no barības trūkuma samazinās līdz 0,03. Simulācijas trīsdesmit septītajā gadā (reālajā laikā ap 1988. gadu) putnu kopējais mirstības rādītājs atkarībā no barības bāzes ir 0,39. Šajā punktā novērojams radikāls putnu mirstības koeficienta pieaugums, kas saistīts ar iepriekš aprakstītajām izmaiņām saimnieciskajā sistēmā. Tādējādi, izslēdzot antropogēnās barības avotu uz mirkli, mirstības koeficients pat desmitkārtšojās, bet ar katru nākamo gadu tas samazinās, pie nosacījuma, ka Engures ezera reģionā nav notikušas kādas nopietnas izmaiņas, kas var būtiski izmainīt modeļa ieejas datus. Piecdesmitajā simulācijas gadā (reālajā laikā ap 1999.gadu) putnu mirstības rādītājs atkarībā no barības bāzes lineāri samazinās un trīspadsmit gadu simulācijas periodā atgriežas pirmā simulācijas gada līmenī. Pirmā simulācijas gada putnu mirstības rādītājs atkarībā no putnu barošanās veida ir 0,043, kas atbilst putnu normālajam mirstības rādītājam, ja pieņem, ka putni nomirst no vecuma, un to pastāvēšanu neietekmē kādi ārējie faktori.

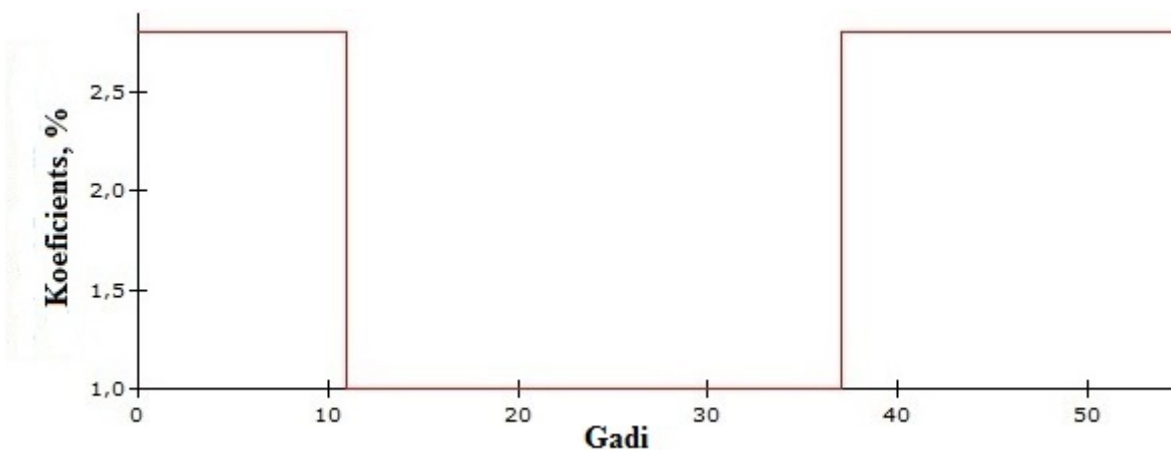


3.7. attēls. Putnu mirstības rādītājs atkarībā no barības bāzes

Koeficients, kas atspoguļo zivju blīvuma ietekmi uz putnu kopējo mirstību simulācijas laikā ir nemainīgs, ja pieņemam, ka šajā gadījumā zivju blīvums ir konstants. Tas liecina par to, ka šis modeļa parametrs nerada problēmas modeļa darbībā. Ja koeficients būtu virs 1, tad tiktu ietekmēts putnu mirstības rādītājs atkarībā no barības bāzes, un putnu mirstība palielinātos. Ja šis koeficients pazeminātos zem 1, tad būs grūti noteikt putnu populācijas izmaiņas, jo sistēmas ietilpības augšējā robeža ir sarežģīti nosakāma.

Koeficients, kas atspoguļo zoobentosa blīvuma ietekmi uz putnu kopējo mirstību, simulācijas laikā ir nemainīgs, ja pieņemam, ka šajā gadījumā zoobentosa blīvums ir konstants. Šajā gadījumā, līdzīgi, kā ar koeficientu, kas atspoguļo zivju blīvuma ietekmi uz putnu mirstību, ir skaidri zināms, ka intervālā virs 1 putnu kopējā mirstība acīmredzami palielināsies, bet sistēmas ietilpības robežu, kas šajā grafikā ir no 0 līdz 1, pie kuras zivju blīvums vairs neietekmē putnu populācijas pieaugumu, ir grūti noteikt.

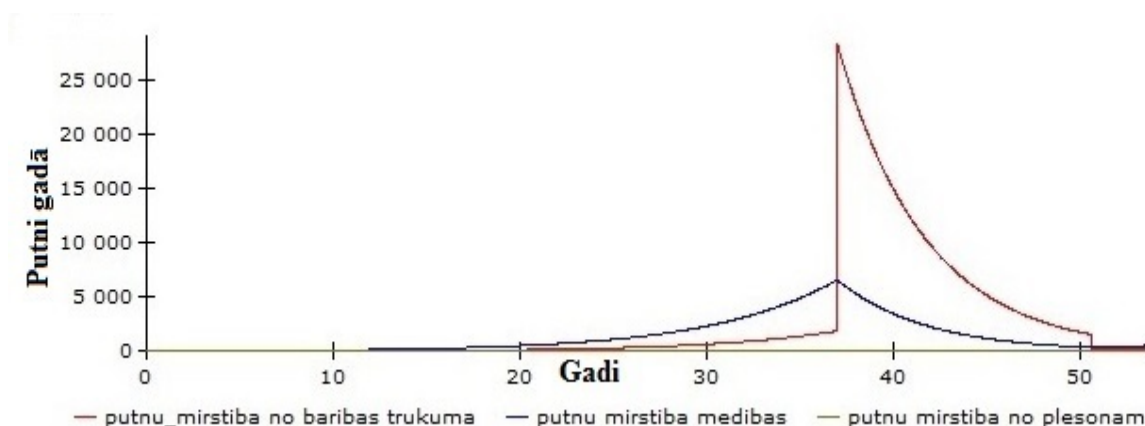
Grafiks, kas atspoguļo pieejamās antropogēnās barības koeficientu uz putnu mirstību, parāda, ka pirmajos 11 simulācijas gados pieejamā antropogēnā barība nav pieejama. Atsaucoties uz 3.3. attēlu, modelī šis periods ir izveidots, kā periods bez antropogēnās barības pieejamības.



3.10. attēls. Antropogēnās barības ietekme uz putnu mirstību

Sākot ar simulācijas 11 gadu, tiek pievienots neierobežots antropogēnās barības daudzums, kas putnu mirstības rādītāju atkarībā no antropogēnās barības pieejamības samazina līdz 1. Tas nozīmē, ka putnu mirstība atkarībā no kopējās barības bāzes samazinās. Sākot ar simulācijas 37 gadu, antropogēnās barības faktors tiek izslēgts un putnu barošanās atgriežas pie dabiskā rādītāja, kā arī putnu mirstība atkarībā no barības bāzes atgriežas simulācijas sākuma punkta līmenī.

Kopējā putnu mirstība atkarībā no nāves veida (3.11.attēls) parāda, ka simulācijas sākuma periodā putnu mirstība no visiem nāves veidiem ir aptuveni vienā līmenī atkarībā no kopējā putnu skaita (ap 60 miruši putni).

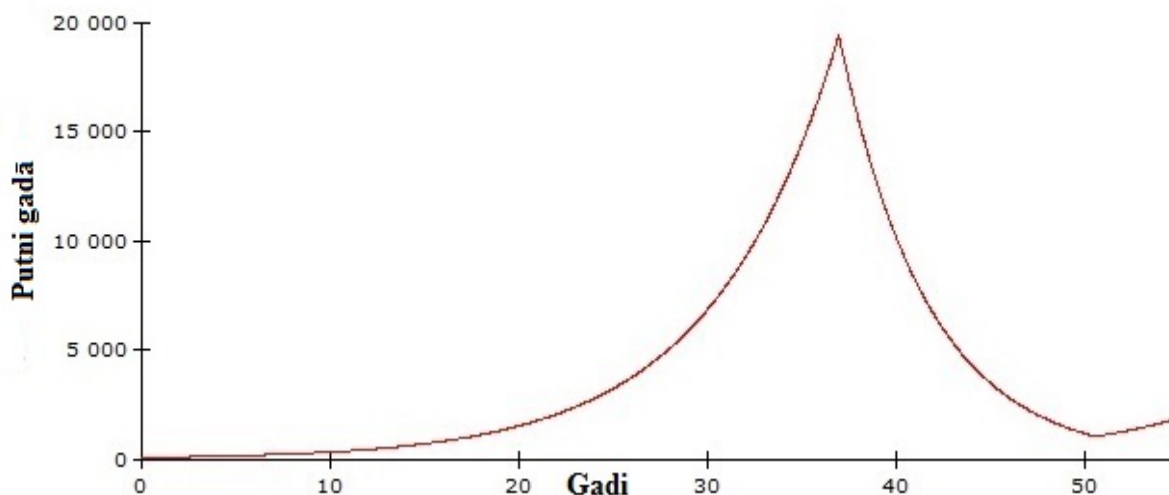


### 3.11. attēls. Nomirušo putnu skaits atkarībā no nāves cēloņa

Proporcionāli palielinoties kopējam putnu skaitam, palielinās putnu mirstība atkarībā no nāves veida. Ja plēsīgo zīdītāju skaits modelim nav piesaistīts kā mainīgais lielums, tad visu simulācijas periodu noplēsto putnu skaits paliek konstants. Nomedīto putnu īpatsvars simulācijas gaitā ir atkarīgs no kopējā putnu skaita. Vidēji katru gadu tiek nomedīti ap 9% no kopējās putnu populācijas, kas dzīvo Engures ezera reģionā. Ievērojamākās izmaiņas putnu skaitā ir vērojamas atkarībā no barības trūkuma, līdz simulācijas 37. gadam, no kuriem 26 gadus bija pieejama neierobežota antropogēnās barības bāze, un putnu mirstība ir proporcionāla kopējam putnu skaitam. Līdz ar simulācijas 37 gadu putnu mirstība radikāli pieaug, jo proporcionāli kopējam putnu skaitam tiek izslēgts, praktiski, galvenais barības avots un putnu kopējā mirstība no barības trūkuma palielinās piecpadsmit reizes. Sākot ar simulācijas 50. gadu, nostabilizējoties pieejamai barības bāzei, putnu mirstība atgriežas pie proporcionāli normālā.

Kopējā putnu dzimstība gadu gaitā (3.12. attēls) līdz simulācijas 37. gadam ir eksponenciāli pieaugoša, kas saistīts ar nepārtrauktu barības bāzes nodrošinājumu. Pēc simulācijas 37. gada, izslēdzot antropogēno barības avotu, lielajam putnu daudzumam vairs

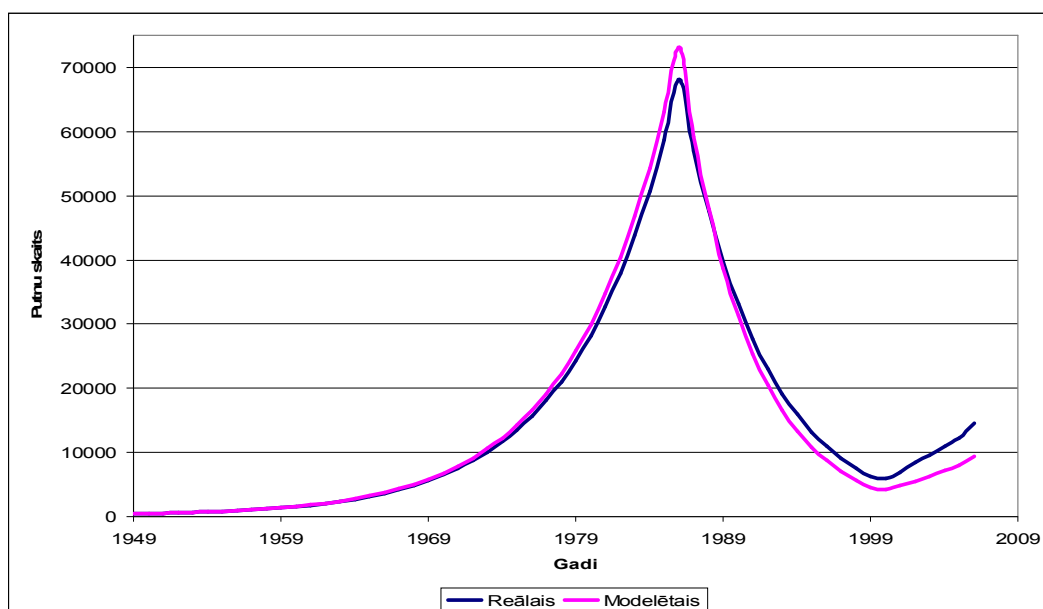
nav pietiekama kopējā barības bāze, līdz ar to putnu skaits strauji samazinās. Trīspadsmit gadu laikā putnu kopējā dzimstība no aptuveni 20000 putnu samazinās līdz 1000, kas ir vairāk kā divdesmitkārtīgs samazinājums. Pēc tam putnu skaits izlīdzinās aptuveni līdz 1500 putnu, kas liecina, ka pie nosacījuma, ja netiek iesaistīti citi faktori, kas radikāli var manīt putnu skaitu, pamata barības bāze ir pietiekama, lai nodrošinātu noteiktas putnu populācijas lielumu Engures ezera reģionā. Skaidri redzams, ka galvenais putnu populāciju ietekmējošais faktors ir pieejamās barības bāzes nodrošinājums, izslēdzot citus faktorus, kā medības un plēsīgo zīdītāju uzbrukumus. Viens no potenciālajiem putnu populāciju ietekmējošajiem faktoriem, kas šajā gadījumā nav ņemts vērā, ir neprognozējams putnu slimību uzliesmojums, kā arī situācija, kad nopietni tiek izmainīti dabīgie dzīvošanas apstākļi un radikālas ūdens līmeņa svārstības Engures ezerā.



3.12. attēls. Putnu dzimstība laika gaitā

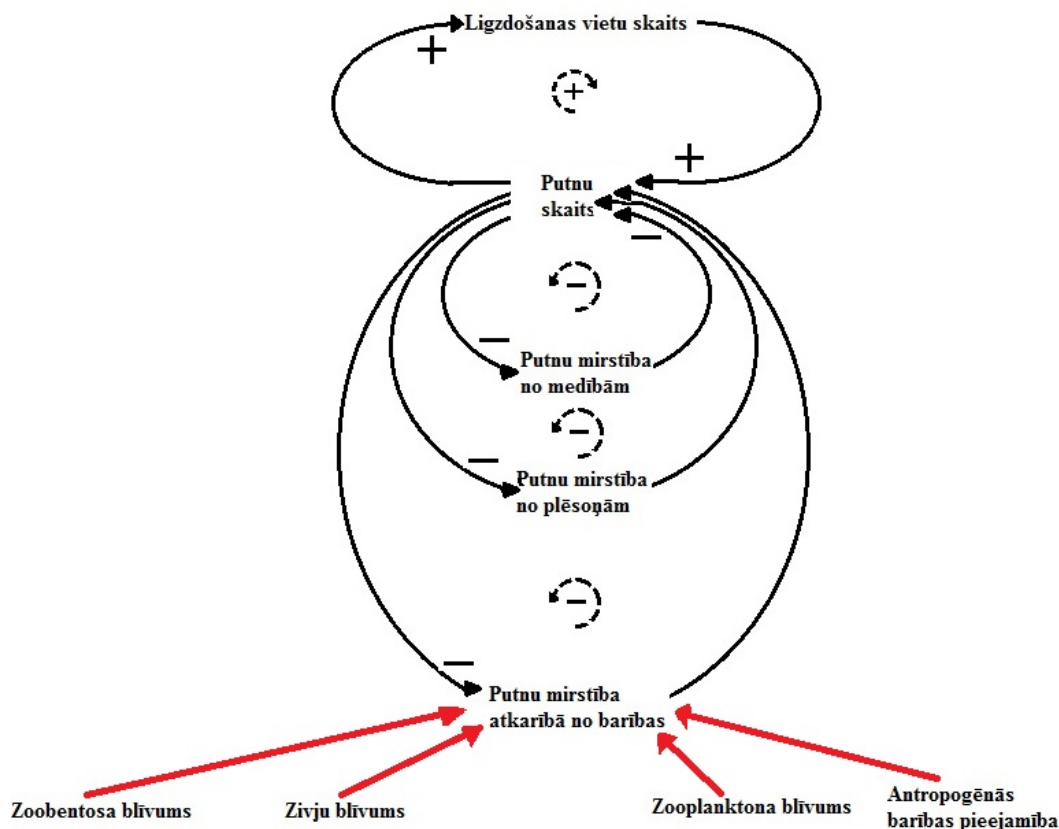
Salīdzinot simulēto kopējo putnu populācijas mainības grafiku ar reālo (dinamiskajā hipotēzē izvirzīto) putnu kopējā skaita mainību, redzams, ka modelēšanas gaitā izmaiņas ir lielākas nekā reālās (3.13. attēls). Sākuma periodā, līdz simulācijas 21. gadam (reālajā laikā 1970. gads) izmaiņas sakrīt, bet sākot ar simulācijas 22. gadu sākas nobīdes. Tas var būt skaidrojams ar to, ka pastāv kāds nenovērtēts faktors, kas laika gaitā atstāj būtisku ietekmi uz putnu kopējo dzimstību. Iespējams, ka plēsīgo zīdītāju darbība ir bijusi pastiprināta šajā laika posmā. Maksimālais putnu skaits simulācijā atšķiras par 7% no reāli dabā novērotā putnu skaita. Pēc simulācijas 37. gada abās līknēs tendence sakrīt, ka putnu skaits ievērojamā ātrumā samazinās, bet simulācijas 40. gadā parādās pretēja iezīme, ka simulācija parāda lielāku putnu skaita samazinājumu atšķirībā no novērotā dabā. Šajā punktā atšķirība starp dabā novēroto un simulēto putnu skaita jau sasniedz 34% nobīdi vienam no otra. Tas liek

domāt par to, ka šajā laika periodā reāli dabā ir pastāvējis kāds cits barības avots, kas nedaudz kompensē antropogēnās barības iztrūkumu. Šādu situāciju vēl var izraisīt samazināts vidēji nomedīto un plēsīgo zīdītāju noplēstie putni, kas laika konkrētajā periodā ir bijusi mazāka nekā visā novērojumu un simulācijas periodā.



3.13.attēls. Putnu skaita reālā un modelētā izmaiņa laikā (pēc Vīksne et al., 2012)

Apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” konceptuālā shēma balstās uz vienu pozitīvo cēloņcilpu un trīs negatīvajām cēloņcilpām. Pozitīvā cēloņcilpa atspoguļo putnu skaita pieaugumu, kas saistīts ar potenciāli pieejamo ligzdošanas vietu skaitu. Ligzdošanas vietu skaits šajā apakšmodelī tiek pieņemts par atslēgas elementu putnu populācijas saglabāšanai. Negatīvā cēloņcilpa, kas atspoguļo putnu mirstību no ikgadējām medībām, ir vienkārši noslēgta cilpa. Cilpai nav citi to limitējošie elementi un tā ir vienīgi atkarīga no kopējā putnu skaita un medību aktivitātes. Cēloņcilpa, kas atspoguļo putnu mirstību no sauszemes plēsoņu uzbrukumiem, arī ir vienkārša noslēgta cilpa, kas atkarīga no kopējā putnu skaita un kopējā sauszemes plēsoņu skaita. Negatīvā cēloņcilpa, kas parāda putnu mirstību atkarībā no pieejamās barības, ietelmē vairāki citi faktori, kā zoobentosa blīvums ezerā, zivju blīvums ezerā, zooplanktona blīvums ezerā un potenciāli pieejamās antropogēnās barības daudzums ezera sateces baseinā.



3.10.attēls. Apakšmodeļa „Putni Engures ezerā” cēloņcilpu diagramma (Plus – pozitīvā atbildes reakcija, mīnus – negatīvā atbildes reakcija)

Šī apakšmodeļa izveide liecina par to, ka ir iespējams izstrādāt modeli, kas atspoguļo dažādu populāciju skaita izmaiņas, bet pastāv daudz dažādu faktoru, kas summējoties nopietni ietekmē populācijas ilgtermiņā. Šādi faktori var būt precīzi dati par ūdens līmeņa svārstībām attiecībā pret jūras līmeni, precīzas sakarības starp putnu skaitu un barības bāzes nodrošinājumu un daudz citu faktoru.

### 3.2. Biocenožu modelēšanas problēmas

Veidojot sistēmdinamikas modeļus ekosistēmām, kurās ietilpst daudz sarežģītu parametru, nākas saskarties ar situāciju, kad nav pieejami modelim nepieciešamie dati. Citu apakšmodeļu izveidei, kā, piemēram, apakšmodelis „Ūdens augi Engures ezerā”, apakšmodelis „Zivis Engures ezerā”, nepieciešamie dati ir saistīti ar kompleksu ekosistēmas analīzi, kas prasa mērķtiecīgus pētījumus attiecīgajā jomā. Lai radītu kopēju modeli, kurā tiek aplūkota kopējā ezera ekosistēma, katrs no apakšmodeļiem ir jāveido, lai tas būtu savienojams ar pārējiem apakšmodeļiem.

Apakšmodeļa „Ūdens augi Engures ezerā” (3.14.attēls) izveidē galvenās problēmas ir saistītas ar virsūdens augu un zemūdens augu kopējā krājuma precīzu noteikšanu. Kopējās

augu biomasas noteikšanai nepieciešams izveidot daudz parauglaukumu un ik gadu noteikt vidējo augu biomasas daudzumu visā ezera akvatorijā. Šo rādītāju ir iespējams noteikt tikai aptuveni, kas var radīt neprecizitātes modeļa definēšanā un tā simulācijas procesā. Augu biomasas mainības dinamika ir grūti raksturojama, jo ieejošu un izejošo plūsmu definēšana arī var radīt vērā ņemamas kļūdas modeļa darbībā. Lai definētu ieejošo plūsmu, kas atspoguļo ikgadējo augu biomasas pieaugumu, ir nepieciešami mērķtiecīgi pētījumi ilgākā laika periodā. Lai raksturotu izejošo plūsmu, kas atspoguļo augu biomasas mehānisko samazinājumu, kas radies ganību un pļaušanas rezultātā, ir jāveic ikgadēja nopļauto un noganīto platību uzskaitē, no kā būtu iespējams veikt proporcionālu aprēķinu par virsūdens un pieūdens augu biomasas izmaiņām. Augu dabisko sadalīšanos raksturojošā plūsma ir teorētiski jāaplūko literatūras avotos, kas atspoguļo augu veģetācijas periodu līdzīgām augu sugu sastāvam dažādās teritorijās. Ir jānodala virsūdens, zemūdens un pieūdens augu biomasas izmaiņu raksturošana pa izejošajām plūsmām. Tas ļautu labāk izprast katras augu grupas ietekmi uz kopējiem ekoloģiskajiem procesiem novērojumu reģionā. Visu augu grupu pieaugums, galvenokārt, ir atkarīgs no augu veģetācijas perioda, vidējā nokrišņu daudzuma veģetācijas periodā, gaisa temperatūras veģetācijas periodā, ūdens līmeņa svārstībām ezerā, slāpekļa un fosfora attiecības ūdens vidē, kā arī no proporcionāla sadalījuma starp virsūdens un zemūdens augu dabiskā pastāvēšanas ilguma, kas atkarīgs no augiem pieejamā barības vielu daudzuma. Pat nelielas ūdens līmeņa svārstības Engures ezera reģionā var izsaukt nopietnas izmaiņas virsūdens augu un zemūdens augu proporcionālajā sadalījumā, jo ezera mazā dziļuma dēļ šī robeža ir ļoti jūtīga. Tas var palielināt vai samazināt augu sadalīšanās ātrumu, kas beigās atsaucas uz ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņām un potenciālo barības bāzi dažādām dzīvnieku grupām. Mehāniski izņemto ūdens augu liktenis precīzi nav zināms, jo tie tiek aizvesti prom no Engures ezera reģiona. Šajā gadījumā tie tiek izslēgti no kopējā ekoloģiskā cikla un tie vairs neatstāj ietekmi uz kādu no grupām, piemēram, ūdens ķīmisko sastāvu, nogulumu veidošanās ātrumu un augiem un dzīvniekiem pieejamajām barības vielām. Augi, kuri tiek dabīgi vai mākslīgi atdalīti no kopējā augu krājuma, sevī ir akumulējuši dažādas ķīmiskās un barības vielas, kas kalpo tālākai barības ķēdes un ekoloģiskās piramīdas uzturēšanai. Ūdens augu biomasu nepārtraukti pieaug, tādējādi samazinot Engures ezera ūdensvirsmas laukumu, kas ietekmē gan dzīvnieku paradumus, gan cilvēku saimniecisko darbību reģionā.





mirstību atstāj zooplanktona, zoobentosa un aļģu blīvums uz zivju mirstību. Potenciāli pieejamo nārstošanas vietu blīvuma ietekme uz zivju izdzīvošanas spējām arī ir viens no svarīgākajiem faktoriem zivju populāciju modelēšanai ilgtermiņā. Zivju mirstība atkarībā no to nāves veida ir grūti reģistrējama, kas apgrūtina pievienot datus konkrētajai plūsmas modelī. Nepareizi definējot plūsmas lielumu modelī, var rasties teorētiskā līdzsvara zudums, kas apakšmodeļa funkcionēšanu padara neiespējamu.

### **3.3. Ekoreģionu modelēšanas problēmas**

Ekoreģioni ir ekoloģisko un ģeogrāfisko objektu apvienojums, kas ir mazāks par bioloģiskajiem reģioniem, kas iedalīti mazākās ekoloģiskajās zonās. Ekoloģiskie, ģeogrāfiskie objekti un ekozonas ir lielākas par ekosistēmām, kas var aptvert lielas platības, kā, piemēram, kontinentus, okeānus un pasaules daļas. Ekoreģioni aptver relatīvi lielas zemes un ūdens platības, raksturojot to fizikālās, ķīmiskās īpašības, augu un dzīvnieku dabiskās dzīves platības. Augu un dzīvnieku bioloģiskā daudzveidība un to dzīves apstākļu īpašības raksturo konkrētā ekoreģiona atšķirības no citiem unikāliem ekoreģioniem. Ekoreģionu robežās tiek noteiktas pēc dabā pastāvošajām robežām, kā upju baseinu ūdensšķirtnēm, augstienēm, kontinentu robežām un citiem dabīgo robežu veidojošajiem objektiem (Olson et al., 2001). Ekoreģionos ietilpst daudz dažādu vides parametri, kuriem ir jāveic regulārs monitorings, lai kvalitatīvi varētu novērtēt notiekošās izmaiņas ekoreģionos. Lai raksturotu ekoreģionus, parasti vides monitoringa ietvaros tiek aplūkotas ģeoloģiskās, fiziogrāfiskās, veģetācijas, klimata, hidroloģiskās, augšņu izmaiņas un sauszemes un zemūdens augus un dzīvniekus raksturojošie parametri, kas ietekmē cilvēku dzīves telpas kvalitāti, vai arī tieši pretēji, kā cilvēks ietekmē ekoreģionu kvalitāti (Omernik, 2004).

Lai veidotu visaptverošus modeļus par ekoreģionu stāvokļa izmaiņām, ir nepieciešami iepriekšminētie ilgtermiņa novērojumu dati par dažādiem ekoreģionus veidojošajiem parametriem. Dati, kas atspoguļo meteoroloģiskās un hidroloģiskās izmaiņas, ir pieejami vairāk nekā simts gadu griezumā, kas dod iespēju vispusīgi analizēt meteoroloģisko un hidroloģisko apstākļu izmaiņas laikā, kā arī izvirzīt dažādas hipotēzes par šo izmaiņu cēloņiem. Mūsdienās ir izvirzīti pamatoti pieņēmumi par klimata mainības tendenču saistību ar cilvēku saimnieciskajām aktivitātēm, kas pastarpināti ietekmē citu ekosistēmu un ekoreģionus raksturojošos parametrus. Pastāv daudz parametru, kas nav skaitliski precīzi nosakāmi, kā, piemēram, zivju skaits ūdenstilpēs, puķu skaits un to kopējā biomasa pļavās utt. Tas prasītu ļoti lielus cilvēka darba un finansiālos resursus, lai ilgtermiņā veiktu pētījumus par notiekošajām izmaiņām ekoreģionos, ko raksturo šādi specifiski parametri. Lielo zīdītāju

uzskaite nesagādā problēmas kopējā novērojumu periodā, bet mazo zīdītāju (peļu, sesku un citi) precīza uzskaite ilgtermiņā ir ļoti apgrūtināta. Kukaiņu, kāpuru un citu mazāko dzīvnieku uzskaite ir praktiski neiespējama. Būtu iespējams noteikt ar veģetāciju klāto zemes platību izmaiņas laika gaitā, bet, lai noteiktu tās biomasu, rezultāts būtu diezgan aptuvens. Ģeoloģisko un augsnes strukturālo izmaiņu novērošanai ilgtermiņā arī ir nepieciešami lieli līdzekļi un cilvēku patērātais laiks, kas, galarezultātā liek apsvērt šāda līmeņa pētījumu lietderību. Ekoreģioni, kas pārsvarā sastāv no viena vai vairākiem ūdens objektiem, arī ir pētījumu objekti, kur lielu daļu no izejas datiem var nākties balstīt uz pieņēmumiem, piemēram, nosakot precīzu ūdens daudzumu ezerā, upē vai okeānā. Ekoreģionus raksturojošo parametru ilgtermiņa monitorings ir laikietilpīgākais un no svarīgākajiem posmiem, lai veidotu visaptverošus ekosistēmu un ekoreģionu modeļus. Ekoreģionu modelēšanā var pielietot citus, jau iepriekš izstrādātus apakšmodeļus, piemēram, par hidroloģiskajām un klimatiskajām izmaiņām reģionā, kuras modelēšanas procesā ir iespējams pievienot kādam no jaunajiem ekoreģiona apakšmodeļiem, kā rezultātā pastāv iespēja, ka var jau izveidot paplašinātu modeli, kas sevī ietver vairākus ekoreģionus raksturojošos parametrus un to izmaiņas laika gaitā.

Ekosistēmu modeļi vispārīgi salīdzina ekosistēmas patieso stāvokli ar modelēto ekosistēmu, ko izsaka ar matemātiskām sakarībām un konkrētiem iesaistīto parametru algoritmiem. (Hall and Day, 1990). Viens no algoritmiem, kas tiek pielietots ekosistēmu modelēšanā, ir Lotka-Volterra vienādojums (3.12. formula). Tas atspoguļo upura un plēsēja savstarpējās attiecības. Šo vienādojumu var pielietot labi izpētītu populāciju modelēšanā, kur ir iespējams kvalitatīvi novērot vidē notiekošos procesus. Sākumā vienādojums tika pielietots, lai analizētu zivju un haizivju populāciju savstarpējo mijiedarbību Adrijas jūrā. Ar laiku vienodājumu sāka pielietot atsevišķu ekoloģisko ciklu modelēšanā. Atsevišķos gadījumos to ir iespējams pielietot citu populāciju dinamikas novērtēšanai, populāciju savstarpējās ietekmes novērtēšanai, starp plēsējiem, upuriem un plēsēju konkurentiem, kā arī atsevišķu populāciju kopējo mirstību. Šim vienādojumam ir daži trūkumi, kas atsevišķos gadījumos samazina tā pielietošanas efektivitāti, piemēram, gadījumā, ja nav iespējams precīzi novērtēt iesaistīto dzīvnieku skaitu un to proporcionālo sadalījumu. Vēl viens no parametriem, kas iekļauts vienādojumā, ir upura pielāgošanās spēja jaunajiem plēsēja parametriem, šī parametra monitorings apgrūtinā precīzu datu iegūšanai, kā arī rada neprecizitātes kopējā modeļa uzbūvē (Turner, 2008). Sakarība ir sekojoša:

$$\frac{dX}{d} = (\alpha * X) - (\beta * X * Y) ; (3.12.formula) (Lotka, 1925; Volterra, 1926)$$

$$\frac{dY}{dt} = (\chi * \beta * X * Y) - (\delta * Y),$$

kur

X- potenciālais upuru skaits

Y- potenciālais plēsēju skaits

$\alpha$ - upura sugas dzimstības koeficients

$\beta$ - plēsēju aktivitātes koeficients, kas ietekmē upurus

$\gamma$ - upura pielāgošanās spēja jaunajiem plēsēja paradumiem

$\delta$ - plēsēju mirstības koeficients

Engures ezera piemērā Lotka-Volterra vienādojuma pielietošana ir apgrūtināta, jo iesaistīto upuru un plēsēju precīzs skaits ir grūti nosakāms. Piemēram, sauszemes plēsēju un putnu skaits ir aptuveni nosakāms, bet plēsēju skaits proporcionāli pret putnu skaitu ir tik mazs, ka viens plēsīgais indivīds var mainīt iesaistīto sugu savstarpējo proporciju un galarezultātā padarīt modeli nefunkcionējošu. Lielāka proporcionālā sugu indivīdu skaita gadījumā, piemēram, zivis pret putniem, vienādojuma pielietošana ir efektīvāka, bet šajā gadījumā ir ļoti sarežģīti novērtēt zivju pielāgošanās spēju jauniem putnu paradumiem. Lotka-Volterra vienādojums ir grūti pielietojams, analizējot zivju un zooplanktona savstarpējās attiecības, analizējot putnu un zooplanktona vai zoobentosa savstarpējās attiecības. Sarežģījumus rada situācija, kad sistēmdinamiskā modeļa izveidei nepieciešams algoritms, kas raksturo upura skaita/blīvuma ietekmi uz plēsēju, bet vienādojums paredz novērtēt plēsēja ietekmi uz upuri. Pārsvārā pasaulē apskatītie vienādojumi un kopsakarības, kas atspoguļo starpsugu savstarpējo ietekmi, balstās uz ekoloģisko barības ķēdes piramīdu, bet, lai veidotu sistēmdinamiskos modeļus par plašām ekosistēmām un dažādu populāciju savstarpējo ietekmi, ir nepieciešams aplūkot ekoloģiskās barības ķēdes kopsakarības pretējā virzienā, kas līdz šim ir maz pētīts. Šādu pētījumu izstrādei par augu un dzīvnieku sugu savstarpējām ietekmēm abos ekoloģiskās piramīdas virzienos ir nepieciešams daudz laika un apjomīgi finansu līdzekļi. Katrs no sistēmdinamikas modelim nepieciešamajiem parametriem ir jānovērtē atšķirīgi, bet galarezultātā tos ir jāspēj interpretēt līdzīgi, lai būtu iespējams izstrādāt reālajai videi atbilstošu modeli.

Pasaulē ir veikti dažādi pētījumi par cilvēka un dabas savstarpējo mijiedarbību. Viens no plašākajiem pētījumiem, kas veikts par cilvēku populācijas attīstības ietekmi uz Zemes resursiem, ir „Robeža līdz kurai attīstīties” (angļu valodā – „*The Limits to Growth*”). Šo pētījumu ierosināja Romas Klubs, lai projekta „Cilvēces nākotnes pareģojums” ietvaros novērtētu problēmu kompleksu, ko ir radījuši cilvēki un visas pasaules nācijas kopā (Peter,

2008). Viens no mērķiem bija novērtēt Zemes iekšējo kapacitāti, ko tā var sniegt nepārtraukti pieaugošajam cilvēku skaitam un kā cilvēku saimnieciskā aktivitāte maina šo resursu patēriņu. Otrs no mērķiem bija identificēt un pētīt svarīgākos resursu avotus un to savstarpējo mijiedarbību, kas ietekmē Zemes sistēmas uzvedību. Tika noteikti pieci atslēgas faktori, kas nosaka nepārtrauktu cilvēku populācijas, zemkopības, dabisko resursu patēriņa, industriālo un piesārņojuma attīstību. Analizējot iegūtos datus un kopsakarības, tika izdarīti secinājumi par pastāvošās sistēmas spēju progresēt šādā tempā un ka šāda darbība pasaulē var izsaukt nopietnu krīzi, kas radīs neatgriezeniskas sekas. Tika izvirzītas, jomas pie kurām ir jāstrādā, lai pasaules politiskā, ekonomiskā, sociālā sistēma netiktu sagrauta neapdomīgu lēmumu dēļ. (Meadows et al., 1972). Denis Meadows pēc vairāk kā 30 gadiem aktualizēja šī pētījuma būtību. 1972. gadā pētījuma mērķis bija rast risinājumus, lai samazinātu pārlietu lielu cilvēku skaita pieaugumu, kas atsaucās uz pārmērīgi lielu resursu nepieciešamību. Bet pētījumā pēc 30 gadiem (angļu valodā- *The 30-year update*), galvenokārt, uzsvars tiek likts, kā saprātīgi izmantot mums pieejamos resursus un rast risinājumus jaunu ilgtspējīgu enerģijas resursu izstrādē (Meadows et al., 2008). Kaut arī abi pētījumi ir aizsākti vairāk kā četrdesmit gadus atpakaļ, tie mūsdienās saglabā savu aktualitāti un kopējo nozīmi. Šādu globālu pētījumu izstrādāšana pierāda, ka pastāv iespēja izstrādāt visaptverošos modeļus par ekosistēmu attīstību nākotnē, kā arī apsvērt iespējamus pasākumus šo ekosistēmu stāvokļa uzlabošanā vai saglabāt šo stāvokli nemainīgu. Detalizētu ekoloģisko modeļu izstrādē šie pētījumi var atsvērt apakšmodeļa blokus, kur tiek novērtēta cilvēku saimnieciskās darbības ietekme uz konkrētajām ekosistēmām.

### **3.4. Engures ezera kopējais sistēmdinamikas modelis**

Līdz šim aplūkoti apakšmodeļi par Engures ezera ekosistēmām, kā arī par ezerā notiekošajiem procesiem, nav izstrādāti ar augstu detalizācijas pakāpi. Tie ir veidoti kā konceptuāls atspoguļojums par ezeru ietekmējošajiem procesiem un procesu savstarpējām mijiedarbībām. Kopējais sistēmdinamikas modelis par Engures ezeru ietver apakšmodeļus, kas parāda konceptuālas sakarības ūdens ķīmiskā sastāva un trofiskā stāvokļa mainībā, ūdens augu, aļģu, zooplanktona, zoobentosa blīvuma izmaiņas, kā arī izmaiņas zivju, putnu un sauszemes plēsēju populācijās. Shematiski attēlojot visu ezera ekosistēmu savstarpējās mijiedarbības, veidojas sarežģīta sistēma, kas veidota no vairāk par divsimts mainīgajiem un konstantajiem parametriem (3.16. attēls). Šie parametri var savstarpēji ietekmēt citus, tādējādi, veidojot veselu ķēdi, ko nedrīkst pārtraukt. Pārtraukuma gadījumā pastāv iespēja, ka

izveidotais sistēmdinamikas modelis vairs nefunkcionēs un būs nepieciešams meklēt alternatīvus risinājumus, lai atjaunotu modeļa darbību.

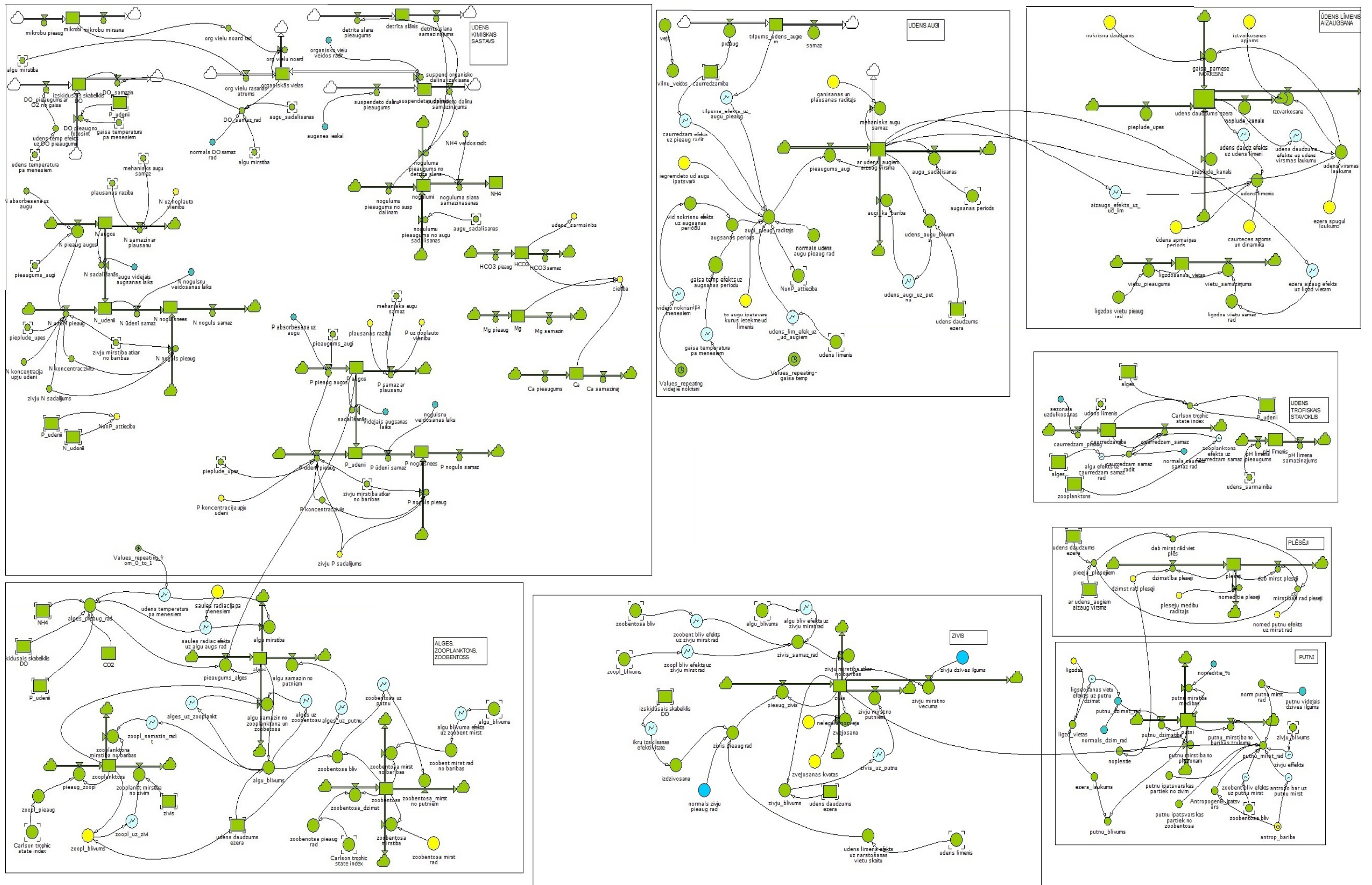
Apakšmodelis, kas shematiski atspoguļo ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas kopējā modelī ir viens no sarežģītākajiem, jo tas parāda citu modelī iekļauto jomu ietekmi tieši uz ūdens ķīmisko sastāvu. Tas ietver datus par ķīmisko elementu koncentrācijām ūdenī (krājumus) un to koncentrāciju izmaiņu kopsakarības, ko ietekmē gan tieši piesaistītie modeļa parametri, gan citu apakšmodeļu parametri. Ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas ir salīdzinoši viegli konstatēt, kā arī savstarpējo ietekmju sakarības starp ķīmiskajiem elementiem ir viegli noskaidrojamas.

Ūdens līmeņa svārstības ezerā un tā aizaugšana apakšmodelī ir viegli attēlojama, vienīgi apakšmodeli derīgu datu iegūšana prasa ilglaicīgus pētījumus. Sakarības starp apakšmodelī iesaistītajiem krājumiem un mainīgajiem parametriem ir iespējams noteikt eksperimentāli, tādēļ šo apakšmodeli izstrādāt varētu būt salīdzinoši vienkārši. Nepieciešamo parametru iegūšanai lietederīgi būtu pielietot tālzpētes novērojumu dati ilgākā laika periodā. Trofiskā stāvokļa izmaiņas ūdenī ir potenciāli viegli modelējamas, jo nepieciešamie dati ir iegūstami ielglaicīga monitoringa rezultātā. Katrs no mainīgajiem parametriem konkrēti atspoguļo tā ietekmi uz pārējo modeļa bloku, tādēļ apakšmodelī nepastāv sarežģītu sakarību virknes.

Aļģu un ūdens augu modelēšana ir sarežģītāk modelējami par iepriekšminētajiem apakšmodeliem, jo, pirmkārt, augu un aļģu biomasas krājumu ezerā nevar precīzi noteikt, bet gan tikai teorētiski aprēķināt. Daži no grūtāk definējamiem parametriem šajā apakšmodelī ir aļģu pieauguma rādītājs un ūdens augu pieauguma rādītājs, jo tie sastāv no vairākiem parametriem, kas mainoties var nopietni ietekmēt šos pieauguma rādītājus. Otrkārt, ūdens augi un aļģes ir salīdzinoši jūtīgi pret temperatūras izmaiņām, tādēļ ir nepieciešams atrast precīzas sakarības starp temperatūras izmaiņām un ūdens augu un aļģu pieaugumu.

Zoobentosa un zooplanktona biomasas noteikšana ir viens no grūtāk novērtējamiem parametriem, kas apgrūtina precīzu modeļa izstrādi. To pieauguma un samazināšanās rādītāji arī sastāv no vairākiem iesaistītajiem parametriem. Kopējā modelī zoobentosa un zooplanktona daudzums nodrošina nozīmīgu barības ķēdes uzturēšanas cilpu.

Precīza zivju kopējā krājuma definēšana arī ir iespējama tikai teorētiski, kas var radīt nozīmīgas neprecizitātes modeļa darbībā. Apakšmodelī par zivju populācijas izmaiņām Engures ezerā kopējam zivju krājumam ir nozīmīga loma barības ķēdes nodrošināšanā. Izstrādātais apakšmodelis par putnu populācijas izmaiņām ezera sateces baseinā, pierāda, ka pastāv iespēja to papildināt ar vairākiem parametriem, kas ļauj tam pievienot citus apakšmodeļus.



3.16.attēls. Engures ezera ekosistēmu sistēmdinamikas modeļa shēma (Shēmas apzīmējumi iekļauti pielikumā)

Sauszemes plēsēju populācijas izmaiņas ir iespējams kvalitatīvi novērot, bet precīzas sakarības populācijas izmaiņām ir grūtāk noteikt. Tas saistīts ar to, ka lielākā daļa sauszemes plēsēju uzturā nepatērē visus nogalinātos upurus, kas rada neprecizitātes to pieauguma un samazināšanās rādītāju noteikšanā.

Kopējā sistēmdinamikas modeļa izveide, kas kompleksi atspoguļo Engures ezera sateces baseinā notiekošos procesus ir iespējama. Lai izstrādātu šādu modeli ir nepieciešami ilglaicīgi vietai piesaistīti pētījumi par starpsugu ietekmēm gan kā plēsējs ietekmē upuri, gan pretēji (angļu val. - *predator-prey relationships*). Ilglaicīgie pētījumi būtu nepieciešami vismaz 10 gadu garumā, kas ļautu izstrādāto modeli validēt pret reāli dabā novēroto situāciju. Šo pētījumu veikšanai noteikti ir jāpiesaista daudz atbilstošu jomu speciālistu, kā arī atbilstoša apjoma finansējums, kas ļautu nodrošināt nepārtrauktu projekta attīstību.

## SECINĀJUMI

1. Ekosistēmu stāvokļa modelēšanai, izmantojot sistēmdinamiskas metodes, ir nepieciešama detalizēta informācija un kompleksa izpratne par ekosistēmas elementu savstarpējām mijiedarbībām, kā arī ilgtermiņa monitoringa dati, kuru izmantošana var nodrošināt visaptverošu ekosistēmās noritošo procesu modelēšanu.
2. Sistēmdinamikas modelēšana ļauj korekti modelēt noteiktu organismu grupu un populāciju funkcionēšanas dinamiku, kā tas pierādīts putnu populācijas modeļa izstrādes piemērā Engures ezerā. Kopienų, pētījumu apjoms par kurām ir ierobežots, modelēšanu ierobežo ekoloģisko zināšanu un monitoringa datu iztrūkums, piemēram, sīko dzīvnieku, augu biomasas izmaiņu modelēšana ir sarežģīta vai pat neiespējama.
3. Sistēmdinamikas modelēšanas pielietošanai ekosistēmu un īpaši socioekonomisko procesu modelēšanā būtiski izprast kopsakarības, kas raksturo starpsugu savstarpējās ietekmes un antropogēnās ietekmes.
4. Sistēmdinamikas pielietošana var palīdzēt izprast vidē notiekošos procesus, kā arī nodrošināt vides pārvaldības lēmumu pieņemšanu.

## IZMANTOTĀ LITERATŪRA UN AVOTI

- Abarca-Arenas, L.G., Ulanowicz, R.E., 2002. The effects of taxonomic aggregation on network analysis. *Ecological Modelling*. 149, 285–296.
- Ahl, V., Allen, T.F.H., 1996. *Hierarchy Theory: A Vision, Vocabulary, and Epistemology*. Columbia University Press, New York.
- Bachelet, D., Neilson, R.P., Lenihan, J.M., Drapek, R.J., 2001. Climate change effects on vegetation distribution and carbon budget in the United States. *Ecosystems*. 4, 164–185.
- Berger, A.R., Hodge, R.A. 1998. Natural change in the environment: a challenge to the pressure–state–response concept. *Social Indicators Research*. 44, 255–265.
- Blumberga, A. (red.), 2010a. *Sistēmdinamika vides inženierzinātņu studentiem*. Rīga, RTU Vides aizsardzības un siltuma sistēmu institūts. 18, 39-40, 54, 84-95.
- Blumberga, A. (red.), 2010b. *Sistēmiskas domāšanas integrēšana vides politikā*. Rīga, RTU Vides aizsardzības un siltuma sistēmu institūts. 124-129.
- Bowen, R.E., Riley, C. 2003. Socio-economic indicators and integrated coastal management. *Ocean Coast Management*. 46, 299–312.
- Borrett, S.R., Bridewell, W., Langley, P., Arrigo, K.R. 2007. A method for representing and developing process models. *Ecological Complexity*. 4, 1 – 12
- Brando, V.E., Ceccarelli, R., Libralato, S., Ravagnan, G., 2004. Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. *Ecological Modelling*. 172, 213–232.
- Burkhard, B., Müller, F. 2008. Driver–Pressure–State–Impact–Response. *Ecological Indicators*. 967-970.
- Cale, W.G., Odell, P.L., 1979. *Concerning aggregation in ecosystem models*. In: Halfon, E. (red.), *Theoretical Systems Ecology*. Academic Press, New York, 55–77.
- Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*. 6(3), 747-775.
- Costanza, R., Ruth, M., 1998. Using dynamic modeling to scope environmental problems and build consensus. *Environmental Management*. 22, 183–195.
- Costanza, R., Voinov, A. 2001. Modeling ecological and economic systems with STELLA: Part III. *Ecological Modelling*. 143, 1–2, 1-7.
- Cowing, M.M., Paté-Cornell, M.E., Glynn, P.W. 2004. Dynamic modeling of the tradeoff between productivity and safety in critical engineering systems. *Reliability Engineering & System Safety*. 86(3), 269-284.
- Desholm, M. 2009. Avian sensitivity to mortality: Prioritising migratory bird species for assessment at proposed wind farms. *Journal of Environmental Management*. 90, 2672–2679.
- Eberhards, G., Saltupe, B. 2000. Geological history, relief, and deposits of the Lake Engure area along the Baltic Sea. *Proceedings of the Latvian Academy of Science. Section B*. 54(5/6), 141–147.
- Erickson, W.P., Johnson, G.D., Young, D.P. Jr. 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*. Asilomar, California, USA. Department of Agriculture,

- Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 1029-1042
- Forrester, J.W., 1961. *Industrial Dynamics*. MIT Press, Cambridge.
- Forrester, J.W., 1968. *Urban Dynamics*. MIT Press, Cambridge.
- Forrester, J.W., 1971. *World Dynamics*. MIT Press, Cambridge.
- Furness, R.W., Camphuysen, K.C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *Journal of Marine Science*. 54, 726–737.
- Gallant, A. L., Loveland, T. R., Sohl, T. L., Napton, D. 2004. Using a geographic framework for analyzing land cover issues. *Environmental Management*. 34, 89-110.
- Gardner, R.H., Cale, W.G., O'Neill, R.V., 1982. Robust analysis of aggregation error. *Ecology*. 63, 1771–1779.
- Gavrilova, Ģ., Baroniņa, V. 2000. Vascular plant flora of the Lake Engures (Engure) drainage basin, Latvia, and the coastal zone of the Gulf of Riga. *Proceedings of the Latvian Academy of Science, Section B*. 54(5/6), 177–189.
- Gentile, J.H. 1996. (Redakcijā) *Workshop on 'South Florida ecological sustainability criteria final report*. Center for Marine and Environmental Analyses, Rosenstiel School of Marine and Environmental Analyses, University of Miami, Florida.
- Gentile, J.H., Harwell, M.A., Cropper Jr., W., Harwell, C.C., DeAngelis, D., Davis, S., Ogdenc, J.C., Lirman, D. 2001. Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *The Science of the Total Environment*. 274, 231-253.
- Georgiadis, P., Vlachos, D., Iakovou, E. 2005. A system dynamics modelling framework for the strategic supply chain management of food chains. *Journal of Food Engineering*. 70,351-364.
- Grant, W.E., Pedersen, E.K., Marķn, S.L., 1997. *Ecology and Natural Resource Management: Systems Analysis and Simulation*. Wiley, New York.
- Güneralp, B., Barlas, Y. 2003. Dynamic modelling of a shallow freshwater lake for ecological and economic sustainability. *Ecological Modelling*. 167, 115–138.
- Haberl, H., Winiwarter, V., Andersson, K., Ayres, R.U., Boone, C.G., Castillio, A., Cunfer, G., Fischer-Kowalski, M., Freudenburg, W.R., Furman, E., Kaufmann, R., Krausmann, F., Langthaler, E., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Redman, C.A., Reenberg, A., Wardell, A.D., Warr, B., Zechmeister, H., 2006b. From LTER to LTSER: conceptualizing the socio-economic dimension of long-term socio-ecological research. *Ecology and Society*. 11, 13.
- Haberl, H., Gaube, V., Díaz-Delgado, R., Kinga Krauze, K., Neuner, A., Peterseil, J., Plutzer, C., Singh, S.J., Vadineanu, A. 2009. Towards an integrated model of socioeconomic biodiversity drivers, pressures and impacts. A feasibility study based on three European long-term socio-ecological research platforms. *Ecological Economics*. 68, 1797-1812.
- Hardi, P., Zdan, T., 1998. *Assessing Sustainable Development—Principles in Practice*. International Institute for Sustainable Development. Quebec.
- Hall, C.A.S., Day, J.W. 1990. *Ecosystem Modeling in Theory and Practice: An Introduction with Case Histories*. University Press of Colorado. 7–8.
- Hall, C. M., Lew, A. A. 2009. *Understanding and Managing Tourism Impacts: an Integrate Approach*. London [ect], Routledge/Taylor & Francis Group.
- Hall, C. M., Page, S. J. (2006). *The Geography of Tourism & Recreation. Environment, Place and Space*. 3<sup>rd</sup> edition. London [ect], Routledge/Taylor & Francis Group. 3-5.

- Harwell, M.A., Long, J.F., Bartuska, A.M. 1996. Ecosystem management to achieve ecological sustainability: the case of South Florida. *Environmental Management*. 20(4), 497-521.
- Harwell, M.A., Myers, V., Young, T. 1999. A framework for an ecosystem integrity report card. *Bioscience*. 49(7), 543-556.
- Holden, A. 2008. *Environment and Tourism*. 2<sup>nd</sup> edition. London [ect], Routledge/Taylor & Francis Group.
- Holman, I.P., Rounsevell, M.D.A., Shackley, S., Harrison, P.A., Nicholls, R.J., Berry, P.M., Audsley, E., 2005. A regional, multi-sectoral and integrated assessment of the impacts of climate and socio-economic change in the UK. *Climate Change*. 71, 9–41.
- Jago-ona, K.A.B., Kanekob, S., Fujikurac, R., Fujiwarab, A., Imaid, T., Matsumotoe, T., Zhangb, J., Tanikawaf, H., Tanakab, K., Leeg, B., Taniguchia, M. 2009. Urbanization and subsurface environmental issues: An attempt at DPSIR model application in Asian cities. *Science of Total Environment*. 407, 3089-3104.
- Johnson, D.R., Ruzek, M., Kalb, M., 1997. What is earth system science? *Proceedings of the 1997 International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Singapore, August 4–8, 1997*. 688–691.
- Jørgensen, S.E., 1994. Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. *Ecological Modelling*. 75–76, 5–20.
- Kelly, J.R., Harwell, M.A. 1989. Indicators of ecosystem response and recovery. In: Levin, S.A., Harwell, M.A., Kelly, J.R., Kimball, K. *Ecotoxicology: problems and approaches - advanced texts in ecological sciences service*. New York, Springer- Verlag. 9-35.
- King, R.L., Birk, R.J., 2004. Developing earth system science knowledge to manage the earth's natural resources. *Computing in Science & Engineering*. 6 (1), 45–51.
- Kondratyev, K., Ortner, J., Preining, O., 1992. Priorities for global ecology now and in the next century. *Space Policy*. 8, 40–48.
- Korfmacher, K.S., 2001. The politics of participation in watershed modelling. *Environmental Management*. 27, 161–176.
- Leitis, Ē. 2011. Tourism policy and management for conservation of biodiversity in the lake Engure catchment area. *Proceedings of the Latvian Academy of Science, Section B: Natural, Exact and Applied Sciences*. 65 (5/6), 198-205.
- Lew, A., Hall, C. M., Timothy, D. 2008. *World Geography of Travel and Tourism. A Regional Approach*. Oxford, Elsevier.
- Loehle, C., 1987a. Errors of construction, evaluation, and inference: a classification of sources of error in ecological models. *Ecological Modelling*. 36, 297–314.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*. 294, 804–808.
- Luna-Reyes, L.F., Andersen, D.L. 2003. Collecting and analyzing qualitative data for system dynamics: methods and models. *System Dynamics Review*. 19, 271–296.
- Lotka, A. J. 1925. *The Elements of Physical Biology*. Williams & Williams Co., Baltimore, USA.
- Meadows, D.H., Randers, J., Meadows, D.L. 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predictment of Mankind*. Universe Books. Harward. 145-156.
- Meadows, D.H., Randers, J., Meadows, D.L. 2008. *The Limits to Growth: The 30 year Update..* London Earthcam. London.

- Medene, A. 2012. Engures ezera sateces baseina mežu struktūra un dinamika. Grām.: *Latvijas Veģetācija*, 23. Laiviņš, M. un Priede, A. (sast.). Rīga, Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, 5-17.
- Maguire, L.A., 2003. Interplay of science and stakeholder values in Neuse River total maximum daily load process. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 129, 261–270.
- Melecis, V. 2011. Development of a conceptual iterated model of socioeconomic biodiversity pressures, drivers, and impacts for the long-term socioecological research platform of Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Science, Section B: Natural, Exact and Applied Sciences*. 65 (5/6), 206–211.
- Moody, D.L. 2005. Theoretical and practical issues in evaluating the quality of conceptual models: current state and future directions. *Data & Knowledge Engineering*. 55, 243–276.
- Ohl, C., Johst, K., Meyerhoff, J., Beckenkamp, M., Grusgen, V., Drechsler, M. 2010. Long-term socio-ecological research (LTSER) for biodiversity protection – A complex systems approach for the study of dynamic human–nature interactions. *Ecological Complexity*. 7, 170–178.
- Ohl, C., Krauze, K., Grünbühel, C.M. 2007. Towards an understanding of long-term ecosystem dynamics by merging socio-economic and environmental research. Criteria for long-term socio-ecological research sites selection. *Ecological Economics*. 63, 383–391.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramnayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of life on Earth. *BioScience*. 51(11), 933- 937.
- Omernik, J.M. 2004. Perspectives on the Nature and Definition of Ecological Regions. *Environmental Management*. 34 (1), 27–38.
- Ottersen, G., Planque, B., Belgrano, A., Post, E., Reid, P.C., Stenseth, N.C., 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia*. 128, 1–14.
- Peter, A.V. 2008. *Managing Without Growth*. Edward Elgar Publishing. 92-93.
- Pontier, D., Foucheta, D., Bried, J., Bahi-Jaber, N. 2008. Limited nest site availability helps seabirds to survive cat predation on islands. *Ecological Modelling*. 214, 316–324.
- Post, E., Stenseth, N.C., 1999. Climate variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology*. 80, 1322–1339.
- Prato, T. 2008. Conceptual framework for assessment and management of ecosystem impacts of climate change. *Ecological Complexity*. 5, 329 – 338.
- Purves, D., Scharlemann, J.P.W., Harfoot, M., Newbold, T., Tittensor, D.P., Hutton, J., Emmott, S. 2013. Ecosystems: Time to model all life on Earth. *Nature*. 493, 295–297.
- Quaddus, M., Arunee Intrapairot, A. 2001. Management policies and the diffusion of data warehouse: a case study using system dynamics-based decision support system. *Decision Support Systems*. 31, 223–240.
- Rastetter, E.B., King, A.W., Cosby, B.J., Hornberger, G.M., O'Neill, R.V., Hobbie, J.E., 1992. Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarser-scale attributes of ecosystems. *Ecological Application*. 2, 55–70.
- Reckhow, K.H., 1994. Water quality simulation modeling and uncertainty analysis for risk assessment and decision making. *Ecological Modelling*. 72, 1–20.

- Rehan, R., Knight, M.A., Haas, C.T., Unger, A.J.A. 2011. Application of system dynamics for developing financially self-sustaining management policies for water and wastewater systems. *Water research*. 45, 4737-4750.
- Reiter, M.A., Saintil, M., Yang, Z., Pokrajac, D. 2009. Derivation of a GIS-based watershed-scale conceptual model for the St. Jones River Delaware from habitat-scale conceptual models. *Journal of Environmental Management*. 90, 3253–3265.
- Rekolainen, S., Kamari, J., Hiltunen, M., 2003. A conceptual framework for identifying the need and role of models in the implementation of the water framework directive. *International Journal of River Basin Management*. 1 (4), 347–352.
- Rozīte, M., Vinklere, D. 2011. Evaluation of tourism and recreation pressure and impact on Engure lake drainage basin area. *Human Resources: The Main Factor of Regional Development*. 4, 141-147.
- Sage, R.W., Patten, B.C., Salmon, P.A., 2003. Institutionalized model-making and ecosystem-based management of exploited resource populations: a comparison with instrument flight. *Ecological Modelling*. 170, 107–128.
- Schimel, D.S., Emanuel, W., Rizzo, B., Smith, T., Woodward, F.I., 1997. Continental scale variability in ecosystem processes: models, data, and the role of disturbance. *Ecological Monographs*. 67, 251–271.
- Schimel, D.S., Emanuel, W., Rizzo, B., Smith, T., Woodward, F.I., 1997. Continental scale variability in ecosystem processes: models, data, and the role of disturbance. *Ecological Monographs*. 67, 251–271.
- Sherry, T.W., Holmes, R.T. 2000. Demographic Modeling of Migratory Bird Populations: The Importance of Parameter Estimation Using Marked Individuals. *Rocky Mountain Research Station*. 16.
- Siau, K. 2004. Informational and computational equivalence in comparing information modelling methods. *Journal Of Database Management*. 15 (1), 73–86.
- Smith, P.C, Ackere, A. 2002. A note on the integration of system dynamics and economic models. *Journal of Economic Dynamics & Control*. 26, 1-10.
- Sohl, T. L., Loveland, T. R., Sleeter, B. M., Sayler, K. L., Barnes, C. A. 2010. Addressing foundational elements of regional land-use change forecasting. *Landscape Ecology*. 25, 233-247.
- Sohl, T.L., Sleeter, B.M., Zhu, Z., Sayler, K.L., Bennett, S., Bouchard, M., Reker, R., Hawbaker, T., Wein, A., Liu, S., Kanengieter, R., Acevedo, W. 2012. A land-use and land-cover modelling strategy to support a national assessment of carbon stocks and fluxes. *Applied Geography*. 34, 111-124.
- Spangenberg, J.H. 2007. Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics*. 61, 146–158.
- Spittlehouse, D.L., Stewart, R.B., 2003. Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management*. 4, 7–17.
- Stamatopoulou, I., Kefalas, P., Gheorghe, M. 2007. Modelling the dynamic structure of biological state-based systems. *Biosystems*. 87(2-3), 142–149.
- Sterman, J., 2000. *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. Irwin/McGraw-Hill, Boston, 982.
- Strautnieks, I., Grīne, I. 2011. Lake Engure catchment area as example of the interaction of natural conditions, settlement pattern and economic activities. *Proceedings of the Latvian Academy of Science, Section B: Natural, Exact and Applied Sciences*. 65 (5/6), 117-126.

- Suter, G.W. 1999a. Developing conceptual models for complex ecological risk assessments. *Human Ecological Risk Assessment*. 5(2), 375-396.
- Suter, G.W. 1999b. A framework for the assessment of ecological risks from multiple activities. *Human Ecological Risk Assessment*. 5(2), 397-414.
- Suter, G.W. 2001. Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators*. 1, 101–112.
- (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) US Environmental Protection Agency. 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA\_630\_R-95\_002F. Washington, DC, US Environmental Protection Agency.
- Svarstad, H., Petersen, L.K., Rothman, D., Siepel, H., Watzold, F. 2008. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. *Land Use Policy*. 25, 116–125.
- Thompson, B.P., Bank, L.C. 2010. Use of system dynamics as a decision-making tool in building design and operation. *Building and Environment*. 45, 1006–1015.
- Turner, G.M. 2008. A comparison of *The Limits to Growth* with 30 years of reality. *Global Environmental Change*. 18(3), 397–411.
- Vīksne, J. 1997. *The Bird Lake Engure*. Rīga, Jāņa sēta. 109.
- Vīksne, J., Janaus, M., Mednis, A. 2011. Factors Influencing the number of breeding water birds in Lake Engure, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Science, Section B: Natural, Exact and Applied Sciences*. 65 (5/6), 127-137.
- Volterra, V. 1926. Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. *Nature*. 118 (2983), 558–560.
- Wand, Y., Weber, R.A. 2002. Research commentary: information systems and conceptual modelling—a research agenda. *Information Systems Research*. 13(4), 363–376.
- Wootton, J.T. 2002. Indirect effects in complex ecosystems: recent progress and future challenges. *Journal of Sea Research*. 48, 157–172.
- Yue, T.X., Jorgensen, S.E., Larocque, G.R. 2011. Progress in global ecological modelling. *Ecological Modelling*. 222, 2172–2177

## NEPUBLICĒTIE MATERIĀLI

- ASV Vides aizsardzības aģentūra. 2013. Council for Regulatory Environmental Modeling. Skatīts 14.02.2013. Pieejams <http://www.epa.gov/crem/>  
Atsauce tekstā (US Environmental Protection Agency, 2013)
- Brižs, J. 2012. Intervija. Rīga, 10.oktobris.
- Blumberga, A. 2013. Intervija. Rīga, 12.marts.
- Engures ezera dabas parks. 2012. Dabas parka raksturojums. Skatīts 25.04.2012. Pieejams <http://www.eedp.lv/public/>  
Atsauce tekstā (EEDP, 2012)
- Ezeri.lv. 2012. Engures ezera fiziogeorāfiskais raksturojums. Skatīts 04.04.2012. Pieejams <http://www.ezeri.lv/database/1774>  
Atsauce tekstā (Engures ezers, 2012)
- Ilggadīgo zoobentosa organismu novērojumu analīze Engures ezerā. 2009. Zoobentosa daudzums Engures ezerā. Skatīts: 14.03.2013. Pieejams: [http://kalme.daba.lv/faili/konferences\\_seminari/2007/LU65\\_zin\\_konference/Prezent\\_LU65\\_konf\\_sek\\_KLIMATA\\_MAINIB\\_A\\_UN\\_UDENI/PareleE.pdf](http://kalme.daba.lv/faili/konferences_seminari/2007/LU65_zin_konference/Prezent_LU65_konf_sek_KLIMATA_MAINIB_A_UN_UDENI/PareleE.pdf)  
Atsauce tekstā: (Ilggadīgie novērojumi, 2009)

International Long Term Ecological Research (ILTER). 2012. About ILTER. Skatīts 04.04.2012. Pieejams <http://www.ilternet.edu/member-networks/europe>

Atsauce tekstā (ILTERweb, 2012)

Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts Atskaite par MSAF finansētā projekta

LIGZDOJOŠO UN NOMEDĪTO ŪDENSPUTNU MONITORINGS. 2009. Nomedītie putni.

Skatīts: 14.03.2013. Pieejams: [http://www.zm.gov.lv/doc\\_upl/1\\_udensputnumonitorings\\_ataskaite.pdf](http://www.zm.gov.lv/doc_upl/1_udensputnumonitorings_ataskaite.pdf)

Atsauce tekstā: (LU BI atskaite, 2009)

National Science Foundation. 2012. History of LTER in US. Skatīts 25.04.2012. Pieejams

[http://www.nsf.gov/news/special\\_reports/history-nsf/timeline/index.jsp](http://www.nsf.gov/news/special_reports/history-nsf/timeline/index.jsp)

Atsauce tekstā (NSF, 2012)

Vīksne, J. 2012. Intervija. Salaspils, 17.jūlijs.

## PIELIKUMS

*1.tabula 3.16.attēla apzīmējumu atšifrējums*

<b>Parametrs</b>	<b>Mainīgā apzīmējums</b>	<b>Mārvienība</b>
Aizaugšanas efekts atkarībā no ūdens līmeņa svārstībām	aizaugs_efekts_uz_ud_lim	%
Aļģu biomasas daudzums	algēs	m <sup>3</sup>
Aļģu biomasas samazināšanās	algēs.algu_mirstiba.out	%
Aļģu samazināšanās ko rada putni	algēs.algu_samazin_no_putniem.out	m <sup>3</sup>
Aļģu samazināšanās ko rada zoobentosa un zooplanktona trūkums	algēs.algu_samazin_no_zooplanktona_un_zoobetosa.out	m <sup>3</sup>
Aļģu kopējais biomasas pieaugums	algēs.pieaugums_algēs.in	m <sup>3</sup>
Aļģu daudzums, ko patērē zoobentoss	algēs_uz_zoobentosu	m <sup>3</sup>
Aļģu pieauguma rādītājs	algēs_pieaug_rad	%
Aļģu daudzums, ko patērē putni	algēs_uz_putnu	m <sup>3</sup>
Aļģu daudzums, ko patērē zooplanktons	algēs_uz_zooplankt	m <sup>3</sup>
Aļģu blīvuma ietekme uz zivju mirstību	algu_bliv_efekts_uz_zivju_mirst_rad	%
Aļģu blīvuma ietekme uz zoobentosa mirstību	algu_blivuma_efekts_uz_zoobent_mirst	%
Aļģu ietekme uz ūdens caurredzamības samazināšanos	algu_efekts_uz_caurredzam_samaz_rad	%
Aļģu mirstības rādītājs	algu_mirstiba	%
Aļģu biomasas samazināšanās no putniem	algu_samazin_no_putniem	%
Aļģu samazināšanās no zoobentosa un zooplanktons	algu_samazin_no_zooplanktona_un_zoobetosa	%
Aļģu blīvums ezerā	algu_blivums	m <sup>3</sup> /l
Potenciālais antropogēnās barības daudzums	antrop_bariba	kg/putnu
Antropogēnās barības ietekme uz putnu mirstību	antropo_bar_uz_putnu_mirst	%/100
Antropogēnās barības īpatsvars	AntropogenB_ipatsvars	%
Viršūdens augiem aizaugusī ūdens virsma	ar_udens_augiem_aizaug_virsma	ha
Viršūdens augu patērēšana, kā barība	ar_udens_augiem_aizaug_virsma.augi_ka_bariba.out	m <sup>3</sup>
Viršūdens augu biomasas sadalīšanās	ar_udens_augiem_aizaug_virsma.augu_sadalisanas.out	m <sup>3</sup>
Viršūdens augu biomasas mehāniskā izņemšana no ezera	ar_udens_augiem_aizaug_virsma.mehanisks_augu_samaz.out	m <sup>3</sup>
Viršūdens augu biomasas pieaugums	ar_udens_augiem_aizaug_virsma.pieaugums_augi.in	m <sup>3</sup>
Ūdens augi, kā barība	augi_ka_bariba	m <sup>3</sup>
Ūdens augu pieauguma koeficients	augi_pieug_raditajs	%
Augšanas periods	augšanas_periods	mēneši
Augsnes ieskalošanās	augšnes_ieskal	m <sup>3</sup>
Augu vidējais veģetācijas periods	augu_videjais_augšanas_laiks	mēneši
Augu sadalīšanās laiks	augu_sadalisanas	mēneši
Kalcija krājums ezera ūdenī	Ca	mg/l
Kalcija koncentrācijas pieaugums	Ca.Ca_pieaugums.in	mg/l
kalcija koncentrācijas	Ca.Ca_samazinaj.out	mg/l

samazinājums		
Kalcija koncentrācijas pieauguma koeficients	Ca pieaugums	%
Kalcija koncentrācijas samazinājuma koeficients	Ca samazināj	%
Karlsona trofiskā stāvokļa indekss	Carlson trophic state index	%
Ūdens caurredzamības ietekme uz ūdens augu pieauguma rādītāju	caurredzam efekts uz pieaug radit	%
Ūdens caurredzamības samazinājuma koeficients	caurredzam samaz radit	%
Ūdens caurredzamības pieaugums	caurredzam_pieaug	m/meneši
Ūdens caurredzamības samazinājums	caurredzam_samaz	m/meneši
Reālā ūdens caurredzamība	caurredzamiba	m
Ūdens caurredzamības reālais samazinājums	caurredzamiba.caurredzam_pieaug.in	m
Ūdens caurredzamības reālais samazinājums	caurredzamiba.caurredzam_samaz.out	m
Ūdens kopējā notece	caurteces apjoms un dinamika	m <sup>3</sup>
Ūdens cietība	cietība	mg/l
CO2 koncentrācija ūdenī	CO2	mg/l
Plēsēju dabiskās mirstības koeficients	dab mirst pleseji	pleseji/menesī
Detrīta slāņa pieauguma koeficients	detrita slana pieaugums	%
Detrīta slāņa samazinājuma koeficients	detrita slana samazinajums	%
Detrīta slāņa biezums	detrīta slānis	%
Detrīta slāņa pieaugums	detrīta slānis.detrita slana pieaugums.in	m
Detrīta slāņa samazinājums	detrīta slānis.detrita slana samazinajums.out	m
Izšķīdušā skābekļa pieaugums fotosintēzes rezultātā	DO pieaug no fotosint	mg/l
Izšķīdušā skābekļa pieaugums atkarībā no atmosfēras izmaiņām	DO_pieaugums ar O2 no gaisa	mg/l
Izšķīdušā skābekļa samazināšanās koeficients	DO_samaz_rad	%
Izšķīdušā skābekļa samazinājuma koeficients no gaisa apmaiņas	DO_samazin	%
Plēsēju dzimstības koeficients	dzimst rad pleseji	l/menesi
Kopējā plēsēju dzimstība	dzimstība pleseji	pleseji/menesi
Ezera aizauguma ietekme uz ligzdošanas vietām	ezera aizaug efekts uz ligzd vietam	%
Ezera spoguļvirsmas laukums	ezera spugul laukums	m <sup>2</sup>
Ezera kopējais laukums	ezera_laukums	m <sup>2</sup>
Gaisa temperatūra veģetācijas periodā	gaisa temp efekts uz augsanas periodu	C°
Gaisa temperatūra pa mēnešiem	gaisa temperatura pa mensesim	C°
Nokrišņu daudzums gadā	gaisa_parnese NOKRISNI	m <sup>3</sup> /menesi
Piekrastes augu noganīšanas un nopļaušanas koeficients	ganisanas un plausanas raditajs	%
HCO3 koncentrācija ezera ūdenī	HCO3	mg/l
HCO3 kopējais koncentrācijas pieaugums	HCO3.HCO3 pieaug.in	mg/l
HCO3 kopējais koncentrācijas samazinājums	HCO3.HCO3 samaz.out	mg/l
HCO3 pieauguma koeficients	HCO3 pieaug	%
HCO3 samazinājuma koeficients	HCO3 samaz	%

Iegremdēto ūdens augu īpatsvars	iegremdeto ud augu ipatsvars	%
Ikru šķīšanās efektivitāte	ikru izskīšanas efektivitate	%
Zivju izdzīvošanas koeficients	izdzivosana	%
Izšķīdušā skābekļa koncentrācija	izskīdusais skabelklis DO	mg/l
izšķīdušā skābekļa kopējais pieaugums fotosintēzes rezultātā	izskīdusais skabelklis DO.DO pieaug no fotosint.in	mg/l
Izšķīdušā skābekļa kopējais pieaugums atmosfēras izmaiņu rezultātā	izskīdusais skabelklis DO.DO_pieaugums ar O2 no gaisa.in	mg/l
Izšķīdušā skābekļa kopējais samazinājums	izskīdusais skabelklis DO.DO_samazin.out	mg/l
Ūdens iztaikošanas apjoms mēnesī	iztvaikosana	m <sup>3</sup> /menesi
Ūdens iztaikošanas apjoms gadā	iztvaikosanas apjoms	m <sup>3</sup> /gada
Ligzdošanas vietu ietekme uz putnu dzimstību	ligsdosanas vietu efekts uz putnu dzimst	%
Ligzdošanas vietu blīvums	ligzd_vietas	gab./ha
Ligzdu skaits	ligzdas	gab./ha
Ligzdošanas vietu pieauguma koeficients	ligzdos vietu pieaug rad	%
Ligzdošanas vietu samazinājuma koeficients	ligzdos vietu samaz rad	%
Kopējais ligzdošanas vietu pieaugums	ligzdosanas_vietas.vietu_pieaugums.in	gab.
Kopējais ligzdošanas vietu samazinājums	ligzdosanas_vietas.vietu_samazinjums.out	gab.
Mehāniski samazināts kopējais augu biomasas apjoms	mehanisks augu samaz	%
Magnija koncentrācija ūdenī	Mg	mg/l
Magnija koncentrācijas kopējais pieaugums	Mg.Mg pieaug.in	mg/l
Magnija koncentrācijas kopējais samazinājums	Mg.Mg samazin.out	mg/l
Magnija koncentrācijas pieauguma koeficients	Mg pieaug	%
Magnija koncentrācijas samazinājuma koeficients	Mg samazin	%
Migrobu blīvums ezera ūdenī	mikrobi	mg/l
Mikrobu kopējā mirstība	mikrobi.mikrobu mirsana.out	mg/l
Mikrobu kopējais pieaugums	mikrobi.mikrobu pieaug.in	mg/l
Mikrobu mirstības koeficients	mikrobu mirsana	%
Mikrobu pieauguma koeficients	mikrobu pieaug	%
Plēsēju mirstības koeficients	mirstibas rad pleseji	l/menesi
Slāpekļa absorbcija augos	N absorbesana uz augu	mg/kg
Slāpekļa koncentrācija augos	N augos	mg/kg
Slāpekļa koncentrācijas kopējais pieaugums augos	N augos.N pieaug augos.in	mg/kg
Slāpekļa koncentrācija kopējā samazināšanās augos	N augos.N sadalīšanās.out	mg/kg
Slāpekļa koncentrācijas kopējais samazinājums plaujot augus	N augos.N samazin ar plausanu.out	mg/kg
Slāpekļa koncentrācija zivīs	N koncentrac ziviis	mg/kg
Slāpekļa koncentrācija upju ūdeņos	N koncentracija upju udeni	mg/l
Slāpekļa koncentrācijas pieaugums nogulumos	N noguls pieaug	%
Slāpekļa koncentrācijas samazinājums nogulumos	N noguls samaz	%
Slāpekļa kopējais krājums	N nogulsnees	mg/kg

nogulumos		
Slāpekļa koncentrācijas kopējais pieaugums nogulumos	N nogulsnees.N noguls pieaug.in	mg/kg
Slāpekļa koncentrācijas kopējais samazinājums augos	N nogulsnees.N noguls samaz.out	mg/kg
Slāpekļa koncentrācijas kopējais samazinājums nogulumos	N nogulsnees.N ūdenī samaz.in	mg/kg
Nogulumu veidošanās laiks	N nogulsnu veidošanas laiks	mēneši
Slāpekļa koncentrācijas pieauguma augos koeficients	N pieaug augos	%
Slāpekļa sadalīšanās	N sadalīšanās	%
Slāpekļa samazināšanās koeficients no plāšanas	N samazin ar plausanu	%
Slāpekļa koncentrācijas pieauguma koeficients ūdenī	N ūdenī pieaug	%
Slāpekļa koncentrācija uz 1 nopļauto vienību	N uz nopļauto vienību	mg/kg
Slāpekļa koncentrācijas samazinājuma koeficients ūdenī	N ūdenī samaz	%
Slāpekļa krājums ūdenī	N_udenii	mg/l
Slāpekļa koncentrācijas kopējā sadalīšanās ūdenī	N_udenii.N sadalīšanās.in	mg/l
Slāpekļa koncentrācijas kopējais pieaugums ūdenī	N_udenii.N ūdenī pieaug.in	mg/l
Slāpekļa koncentrācijas kopējais samazinājums ūdenī	N_udenii.N ūdenī samaz.out	mg/l
Nelegālās zvejas apjoms	nelegala nozveja	kg
Amonija kopējais krājums	NH4	mg/l
Amonija koncentrācijas kopējais samazinājums nogulumos	NH4.noguluma slana samazināšanas.in	mg/l
Amonija pieauguma koeficients	NH4 veidos radīt	%
Nogulumu pieaugums atkarībā no detrita slāņa	noguluma pieaugums no detrita slana	%
Nogulumu slāņa samazināšanās	noguluma slana samazināšanas	m
Nogulumu kopējais pieaugums no detrita slāņa	nogulumi.noguluma pieaugums no detrita slana.in	m
Nogulumu slāņa kopējais samazinājums	nogulumi.noguluma slana samazināšanas.out	m
Nogulumu kopējais pieaugums no augu sadalīšanās	nogulumi.nogulumu pieaugums no augu sadalīšanas.in	m
Nogulumu kopējais pieaugums no suspendētajām daļiņām	nogulumi.nogulumu pieaugums no susp dalinam.in	m
Nogulumu pieauguma koeficients no augu sadalīšanās	nogulumu pieaugums no augu sadalīšanas	%
Nogulumu pieauguma koeficients no suspendētajām daļiņām	nogulumu pieaugums no susp dalinam	%
Nomedīto putnu ietekme uz mirstību	nomed putnu efekts uz mirst rad	%
Procentuāli nomeditie putni	nomeditie %	%/100
Nomedītie plēsēji	nomeditie pleseji	plēsēji/menesi
Noplēsto putnu daudzums	noplestie	gab.
Ūdens caurplūdes apjoms kanālā	noplude_kanals	m <sup>3</sup> /menesi
Normālais putnu mirstības koeficients	norm putnu mirst rad	%/100
Normālais ūdens caurredzības samazināšanās koeficients	normals caurredz samaz rad	%
Normālais izšķīdušā skābekļa samazināšanās koeficients	normals DO samaz rad	%
normālais ūdens augu pieauguma	normals udens augu pieaug rad	%

koeficients		
Normālais zivju pieauguma koeficients	normals zivju pieaug rad	%
Normālais putnu dzimstības koeficients	normals_dzim_rad	%/100
Slapekļa un fosfora attiecība	NunP_attieciba	%
Organisko vielu noārdīšanās apjoms	org vielu noard	%
Organisko vielu noārdīšanās koeficients	org vielu noard rad	%
Organisko vielu noārdīšanās ātrums	org vielu rasanas atrums	mēneši
Organisko vielu pieauguma koeficients	organisko vielu veidos radit	%
Organisko vielu daudzums	organiskās vielas	mg/l
Organisko vielu kopējais pieaugums noārdīšanās rezultātā	organiskās vielas.org vielu noard.out	mg/l
Organisko vielu kopējais veidošanās ātrums	organiskās vielas.org vielu rasanas atrums.in	mg/l
Organisko vielu kopējais pieaugums no suspendētajām daļiņām	organiskās vielas.suspend organisko dalinu izskisana.in	mg/l
Fosfora absorbcija augos	P absorbesana uz augu	mg/kg
Fosfora krājums augos	P augos	mg/kg
Fosfora kopējais pieaugums augos	P augos.P pieaug augos.in	mg/kg
Fosfora kopējais samazinājums pļaušanas rezultātā	P augos.P samaz ar plausanu.out	mg/kg
Fosfora kopējais samazinājums augu sadalīšanās rezultātā	P augos.sadalīšanās.out	mg/kg
Fosfora koncentrācija zivīs	P koncentrac ziviis	mg/kg
Fosfora koncentrācija upēs	P koncentracija upju udeni	mg/l
Fosfora koncentrācijas pieauguma koeficients nogulumos	P noguls pieaug	%
Fosfora koncentrācijas samazinājuma koeficients nogulumos	P noguls samaz	%
Fosfora krājums nogulumos	P nogulsnees	mg/kg
Fosfora kopējais pieaugums nogulumos	P nogulsnees.P noguls pieaug.in	mg/kg
Fosfora kopējais samazinājums nogulumos	P nogulsnees.P noguls samaz.out	mg/kg
Fosfora kopējais samazinājums atkarībā no ūdens stāvokļa	P nogulsnees.P ūdenī samaz.in	mg/kg
Fosfora pieauguma augos koeficients	P pieaug augos	%
Fosfora samazinājuma koeficients no pļaušanas	P samaz ar plausanu	%
Fosfora pieauguma koeficients ūdenī	P ūdenī pieaug	%
Fosfora daudzums uz 1 nopļauto vienību	P uz noplauto vienību	%
Fosfora koncentrācijas ūdenī samazinājuma koeficients	P ūdenī samaz	%
Fosfora koncentrācija ūdenī	P_udenii	mg/l
Fosfora kopējais pieaugums ūdenī	P_udenii.P ūdenī pieaug.in	mg/l
Fosfora kopējais samazinājums ūdenī	P_udenii.P ūdenī samaz.out	mg/l

Fosfora kopējais samazinājums hidroloģisko procesu rezultātā	P_udenii.sadalīšanās.in	mg/l
pH pieauguma koeficients ūdenī	pH limena pieaugums	pH
pH samazinājuma koeficients ūdenī	pH limena samazinājums	pH
pH reālais līmenis	pH līmenis	pH
pH reālais pieaugums	pH līmenis.pH limena pieaugums.in	pH
pH reālais samazinājums	pH līmenis.pH limena samazinājums.out	pH
Zivju pieauguma koeficients	pieaug_zivis	%
Zooplanktona pieauguma koeficients	pieaug_zoopl	%
aļģu pieauguma koeficients	pieaugums_alges	%
Augu pieauguma koeficients	pieaugums_augi	%
Plēšējiem pieejamās platības	pieeja_plesejiem	m <sup>2</sup>
Ūdens pieplūde no kanāla	pieplude_kanals	m <sup>3</sup> /mēnesi
Ūdens pieplūde no upēm	pieplude_upes	m <sup>3</sup> /mēnesi
Pļaušanas efektivitāte	plausanas_raziba	%
Plēsēju skaits	pleseji	gab.
Plēsēju kopējā mirstība	pleseji.dab mirst pleseji.out	gab.
Plēsēju kopējā dzimstība	pleseji.dzimstiba pleseji.in	gab.
Kopā nomedītie plēsēji	pleseji.nomeditie pleseji.out	gab.
Procentuāli nomedītie plēsēji	pleseju medibu raditajs	1/mēnesi
Putnu skaits	putni	gab.
Kopējā putnu mirstība no ikgadējām medībām	putni.putnu mirstiba medibas.out	gab.
Kopējā putnu mirstība no plēsoņu uzbrukumiem	putni.putnu mirstiba no plesonam.out	gab.
Kopējā putnu dzimstība	putni.putnu_dzimstiba.in	gab.
Kopējā putnu mirstība no barības trūkuma	putni.putnu_mirstiba no baribas trukuma.out	gab.
Putnu īpatsvars, kas pārtiek no zivīm	putnu ipatsvars kas partiek no zivim	%/100
Putnu īpatsvars, kas pārtiek no zoobentosa	putnu ipatsvars kas partiek no zoobentosa	%/100
Kopējā putnu mirstība medībās	putnu mirstiba medibas	gab.
Putnu vidējais dzīves ilgums	putnu videjais dzives ilgums	gadi
Putnu blīvums ezera teritorijā	putnu_blivums	m <sup>2</sup>
Putnu dzimstības koeficients	putnu_dzimst_rad	%
Putnu mirstības koeficients	putnu_mirst_rad	%
Putnu mirstības koeficients no barības trūkuma	putnu_mirstiba no baribas trukuma	%
Saules radiācijas ietekmes koeficients uz aļģu augšanu	saules radiac efekts uz algu augs rad	%
saules radiācija pa mēnešiem	saules radiacija pa mēnesiem	%
Sezonālā ūdens uzdoļkošanās	sezonala uzduļkosanas	%
Suspendēto organisko daļiņu izšķīšanas koeficients	suspend organisko dalinu izskisana	%
Suspendēto daļiņu daudzums	suspendetas dalinas	mg/l
Suspendēto daļiņu kopējā izšķīšana	suspendetas dalinas.suspend organisko dalinu izskisana.out	mg/l
Kopējais suspendēto daļiņu pieaugums	suspendetas dalinas.suspendeto dalinu pieaugums.in	mg/l
Kopējais suspendēto daļiņu samazinājums	suspendetas dalinas.suspendeto dalinu samazinajums.out	mg/l
Suspendēto daļiņu pieauguma koeficients	suspendeto dalinu pieaugums	%
Suspendēto daļiņu samazinājuma koeficients	suspendeto dalinu samazinajums	%

Augu īpatsvars, ko ietekmē ūdens līmenis	to augu īpatsvars kurus ietekme ud līmenis	%
Ūdens daudzuma ietekme uz ūdens līmeni	udens daudz efekts uz udens līmeni	%
Ūdens daudzuma ietekme uz ezera spoguļvirsmas laukumu	udens daudzuma efekts uz udens virsmas laukumu	%
Ūdens daudzums ezerā	udens daudzums ezera	m <sup>3</sup>
Ūdens daudzuma palielināšanās no nokrišņiem	udens daudzums ezera.gaisa_parnese NOKRISNI.in	m <sup>3</sup>
Ūdens daudzuma samazināšanās no iztvaikošanas	udens daudzums ezera.iztvaikosana.out	m <sup>3</sup>
Ūdens daudzuma samazināšanās no noplūdes kanālā	udens daudzums ezera.noplude_kanals.out	m <sup>3</sup>
Ūdens daudzuma palielināšanās no kanāla pieplūdes	udens daudzums ezera.pieplude_kanals.in	m <sup>3</sup>
Ūdens daudzuma palielināšanās no upju pieplūdes	udens daudzums ezera.pieplude_upes.in	m <sup>3</sup>
Ūdens līmeņa ietekme uz zivju nārstošanas vietām	udens līmena efekts uz narstošanas vietu skaitu	%
Ūdens līmenis ezerā	udens līmenis	m
Ūdens temperatūras ietekme uz skābekļa šķīšanu	udens temp efekts uz DO pieaugumu	C°
Ūdens temperatūra pa mēnešiem	udens temperatūra pa mēnešiem	C°
Ūdens augu daudzums ko patērē putni	udens_augi_uz_putnu	kg/putnu
ūdens augu blīvums	udens_augu_blivums	kg/l
Ūdens līmeņa ietekme uz ūdens augiem	udens_lim_efek_uz_ud_augiem	%
Ūdens sārmainība	udens_sarmainiba	
Nokrišņu ietekme uz veģētācijas periodu	vid nokrisnu efekts uz augsanas periodu	%
Veģētācijas periods	videjais augsanas laiks	mēneši
Viļņu veidošanās koeficients	vilnu_veidos	%
Zivju kopējais krājums	zivis	kg
Kopējais zivju pieaugums	zivis.pieaug_zivis.in	kg
Kopējā zivju mirstība putnu ietekmē	zivis.zivju mirst no putniem.out	kg
Kopējā zivju mirstība no vecuma	zivis.zivju mirst no vecuma.out	kg
Kopējā zivju mirstība no barības trūkuma	zivis.zivju mirstiba atkar no baribas.out	kg
Kopējā zivju nozveja	zivis.zvejosana.out	kg
Zivju pieauguma koeficients	zivis_pieaug_rad	%
Zivju samzinājuma koeficients	zivis_samaz_rad	%
Putnu patērētais zivju daudzums	zivis_uz_putnu	kg
Zivju dzīves ilgums	zivju dzives ilgums	gadi
Zivju mirstības koeficients atkarībā no putnu aktivitātes	zivju mirst no putniem	%
Zivju mirstības koeficients atkarībā no vecuma	zivju mirst no vecuma	%
zivju mirstības koeficients atkarībā no barības pieejamības	zivju mirstiba atkar no baribas	%
Zivju blīvums ezerā	zivju_blivums	kg/m <sup>2</sup>
Zoobentosa pieauguma koeficients	zoobenotsa_pieaug_rad	%
Zoobentosa ietekme uz putnu mirstību	zoobent bliv efekts uz putnu mirst	%
Zoobentosa ietekme uz zivju mirstības koeficientu	zoobent bliv efekts uz zivju mirst rad	%
Zoobentosa mirstības koeficients	zoobent mirst rad no baribas	%

atkarībā no barības trūkuma		
Zoobentosa blīvums	zoobentosa bliv	mg/l
Zoobentosa mirstības koeficients	zoobentosa mirst rad	%
Kopējā zoobentosa mirstība	zoobentosa mirstiba	%
Zoobentosa dzimstības koeficients	zoobentosa_dzimst	%
Zoobentosa daudzums	zoobentoss	kg/m <sup>2</sup>
Kopējā zoobentosa mirstība no barības trūkuma	zoobentoss.zoobentosa mirst no baribas.out	kg/m <sup>3</sup>
Kopējā zoobentosa dzimstība	zoobentoss.zoobentosa_dzimst.in	kg/m <sup>4</sup>
Kopējā zoobentosa mirstība no putniem	zoobentoss.zoobentosa_mirst no putniem.out	kg/m <sup>5</sup>
Zoobentosa daudzums uz 1 putnu	zoobentoss uz putnu	%
Zooplanktona ietekmes koeficients uz zivju mirstību	zoopl bliv efekts uz zivju mirst rad	%
Zooplanktona blīvums	zoopl_blivums	mg/l
Zooplanktona pieauguma koeficients	zoopl_pieaug	%
Zooplanktona samazināšanās koeficients	zoopl_samazin_radit	%
Zivju apētais zooplanktona daudzums	zoopl_uz_zivi	mg/zivi
Zooplanktona mirstība no zivīm	zooplankt mirstiba no zivim	%
Zooplanktona ietekme uz ūdens caurredzību	zooplanktona efekts uz caurredzam samaz	%
Zooplanktona mirstība no barības trūkuma	zooplanktona mirstiba no baribas	%
Zooplanktona biomasas daudzums	zooplanktons	kg
Zooplanktona kopējais pieaugums	zooplanktons.pieaug_zoopl.in	kg
Zooplanktona kopējais samazinājums zivju barošanās rezultātā	zooplanktons.zooplankt mirstiba no zivim.out	kg
Zooplanktona kopējais samazinājums atkarībā no barības bāzes	zooplanktons.zooplanktona mirstiba no baribas.out	kg
Nozvejoto zivju daudzums	zvejosana	kg
Procentuālā zivju nozveja	zvejosanas kvotas	%
Ūdens apmaiņas periods	ūdens apmaiņas periods	mēneši