

# KESKKONNAMÕJU JA KESKKONNARISKI HINDAMINE

Käsiraamat

Koostanud Tõnis Pöder

Tallinn 2005

# SISUKORD

1 SISSEJUHATUS .....	4
1.1 KÄSIRAAMATU EESMÄRK JA ULATUS .....	4
1.2 KÄSIRAAMATU ÜLESEHITUS .....	5
1.3 KESKKONNAMÕJU JA -RISKI HINDAMISE ARENG.....	5
1.4 TERMINID.....	9
2 KESKKONNAMÕJU HINDAMINE.....	14
2.1 KESKKONNAMÕJU HINDAMISE ÕIGUSLIK REGULATSIOON.....	14
2.2 KESKKONNAMÕJU HINDAMISE KORRALDUS .....	24
2.3 ÜLDSUSE KAASAMINE.....	27
2.3.1 Kaasamis <span>p</span> õhimõtted .....	27
2.3.2 Üldsuse kaasamise korraldamine.....	30
2.4 KESKKONNAMÕJU HINDAMISE ALGATAMINE.....	32
2.4.1 Keskkonnamõju hindamine õigusakti nõudel .....	32
2.4.2 Mõju olulisuse eelhindamine .....	33
2.4.3 Üldsuse surve.....	37
2.4.4 Keskkonnamõju vabatahtlik hindamine.....	37
2.5 KESKKONNAMÕJU HINDAMISE KAVANDAMINE.....	37
2.5.1 Kavandatava tegevuse eesmärk ning ülesanne.....	38
2.5.2 Huvipoolte määramine .....	38
2.5.3 Alternatiivide määramine.....	39
2.5.4 Käsitlusala piiritlemine ning eksperdigrupi moodustamine.....	41
2.6 TAUSTKESKKONNA KIRJELDAMINE.....	47
2.6.1 Eesmärk.....	47
2.6.2 Parameetrite valik.....	47
2.6.3 Valgla kirjeldus .....	51
2.6.4 Põhjavesi.....	52
2.6.5 Pinnaveekogud.....	53
2.6.6 Rannikumeri.....	59
2.6.7 Teabeallikad.....	60
2.8 KESKKONNAMÕJU PROGNOOSIMINE .....	61
2.8.1 Keskkonnamõju prognoosimisviisid.....	61
2.8.2 Modelleerimise põhitõed .....	62
2.8.3 Mõju põhjaveele .....	68
2.8.4 Mõju pinnaveekogudele.....	69
2.8.5 Mõju rannikumerele.....	74
2.8.6 Mõju olulisuse hindamine .....	77
2.9 KAHJULIKU KESKKONNAMÕJU LEEVENDAMINE.....	78
2.10 ALTERNATIIVIDE VÕRDLEMINE.....	79
2.11 KESKKONNAMÕJU HINDAMISARUANDE KOOSTAMINE.....	86
2.12 KESKKONNAMÕJU HINDAMISE KVALITEEDI HINDAMINE.....	89
3. KESKKONNARISKI HINDAMINE.....	91
3.1 KESKKONNARISKI HINDAMISE ÕIGUSLIK REGULATSIOON.....	91
3.2 KESKKONNARISKI HINDAMISE KORRALDUS .....	93
3.3 KESKKONNARISKI (ÖKOLOOGILISE RISKI) HINDAMISE KAVANDAMINE .....	96
3.3.1 Keskkonnariski hindamise algatamine .....	96
3.3.2 Keskkonnakorralduse eesmärgid ning valikud .....	96
3.3.3 Keskkonnariski hindamise põhjalikkus .....	96
3.3.4 Keskkonnariski hindamise kava.....	97
3.4 PROBLEEMI FORMULEERIMINE.....	98
3.4.1 Sihtobjektide määramine .....	98
3.4.2 Kontseptuaalne mudel.....	100

3.4.2	<i>Hindamiskava</i> .....	101
3.5	EKSPONEERITUSE ANALÜÜS .....	102
3.5.1	<i>Ohuallikate iseloomustamine</i> .....	103
3.5.2	<i>Mõjuri levimistee kirjeldamine</i> .....	105
3.5.3	<i>Sekundaarsed mõjurid</i> .....	108
3.5.4	<i>Potentsiaalsed kontsentratsioonid ja annused</i> .....	109
3.5.5	<i>Eksponeerituse koondkirjeldus</i> .....	110
3.6	ÖKOREAKTSIOONI ANALÜÜS .....	111
3.6.1	<i>Stressori ja mõju vahelise seose analüüs</i> .....	112
3.6.2	<i>Põhjusliku seose selgitamine</i> .....	114
3.6.3	<i>Ökoloogilise mõju ekstrapoleerimine</i> .....	115
3.6.4	<i>Ökoreaktsiooni koondkirjeldus</i> .....	116
3.7	RISKI ISELOOMUSTAMINE .....	116
3.8	ARUANDE KOOSTAMINE.....	120
4	KESKKONNAMÕJU JA KESKKONNARISKI HINDAMISE VÕRDLUS .....	121
5	VIIDATUD ALLIKAD.....	124

# 1 SISSEJUHATUS

## 1.1 Käsiraamatu eesmärk ja ulatus

Keskkonnamõju hindamine ning keskkonnariski hindamine on keskkonnakorralduslikud vahendid, mis on mõeldud otsusetegijate abistamiseks, nii et nemad kui ka muud huvitatud osapooled oskaksid hinnata otsuste tagajärgi. Selleks et need vahendid oleks tõhusad, peaksid kõik protsessis osalejad – ametnikud, eksperdid ja huvigrupid – olema suutelised tegema heatahtlikku koostööd. See omakorda eeldab, et neil on ühesugune ettekujutus keskkonnamõju ja -riski hindamise eesmärgist, korraldamisest, sisust ja võimalustest ning ka oma rollist. Käesolev käsiraamat on mõeldud olema abiks kõigile keskkonnaprobleemidest ja keskkonnakorraldusest huvitatuile, eriti aga neile, kelle tööülesannete hulka kuulub keskkonnamõju ja -riski hindamine (või kes tahaksid sellega tegelema hakata) ning kes peaksid mõjusid ja riske oma otsuste tegemisel arvestama. Loodetavasti kõlbab ta ka abimaterjaliks keskkonnamõju ja -riski hindamise õpetamisel ülikoolides.

Kui keskkonnamõju hindamise kohta on eestikeelset kirjandust veidi olemas, siis keskkonnariski hindamine on enamikule inimestest veel üsna tundmatu ala. Viimastel aastatel rakendatud kemikaalidest lähtuva riski analüüs on sellest vaid väike osa.

Käsiraamat on koostatud LIFE'i projekti "*Capacity building for the implementation of the Water Framework Directive in Estonia*" raames. Seetõttu on piirdutud vaid veesse puutuvaga.

Käsiraamatu koostamisel aitasid kaasa prof Ingmar Ott Eesti Põllumajandusülikoolist (Eesti järvede seisundi iseloomustamiseks kasutatavad indeksid), dr Peeter Ennet Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskusest (modelleerimise alused ja vooluvete modelleerimine), prof Jüri Elken Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituudist (meremudelid) ning toimetaja

emeriitprofessor Aleksander Maastik. Koostaja tänab neid ja kõiki teisi, kes abi osutasid.

## **1.2 Käsiraamatu ülesehitus**

Käsiraamat koosneb neljast osast. Sissejuhatuses antakse lühiülevaade keskkonnamõju ja -riski hindamise arengust ning põhimõistetest. Et eestikeelne keskkonnamõju hindamise terminoloogia seni puudus, tuli see käsiraamatu jaoks luua. Endastmõistetavalt ei saa soovitatut lõplikuks pidada. Selguse huvides on mitmel puhul lisatud ingliskeelne vaste või koguni vasted, sest ingliskeelseski kirjanduses ei ole terminid veel ühtlustunud ning kohati on kasutusel mitu sünonüümi.

Teine osa käsitleb keskkonnamõju hindamist. Antakse ülevaade seda reguleerivatest õigusaktidest ning kõigist keskkonnamõju hindamise etappidest.

Kolmas osa on pühendatud keskkonnamõju hindamisele, piirdudes veekogudesse puutuva riskiga (ökoloogilise riskiga). See osa tugineb peamiselt Ameerika Ühendriikide Keskkonnakaitse Agentuuri koostatud ökoloogilise riski hindamise juhendile (US EPA, 1998).

Neljandas osas võrreldakse keskkonnamõju ja -riski hindamist.

## **1.3 Keskkonnamõju ja -riski hindamise areng**

Keskkonnamõju hindamise alguseks peetakse Riikliku Keskkonnapoliitika Seaduse (*National Environmental Policy Act, NEPA*) kehtestamist USA-s 1969. aastal, milles keskkonnamõju eelnev hindamine ja hindamistulemuste avalikustamine tehti suurte projektide korral kohustuslikuks. Järgnevatel aastatel seadustasid keskkonnamõju hindamise paljud teisedki arenenud tööstusriigid (Jaapan, Holland, Austraalia, Uus-Meremaa, Kanada, Prantsusmaa, Iirimaa,

Lääne-Saksamaa), aga ka mitmed arengumaad (nt Tai ja Kolumbia). Selle juurutamist asusid toetama rahvusvahelised organisatsioonid ja pangad (Maailmapank, Euroopa Rekonstruktsiooni- ja Arengupank jt). Euroopa Liidus reguleerivad keskkonnamõju hindamist alates 1985. aastast sellekohased direktiivid (Council Directive, 1985, 1997).

Eeltoodu puudutab eelkõige keskkonnamõju hindamise laiaulatuslikku ja süstemaatilist rakendamist otsuste tegemisel. Teaduslikud alused inimtegevuse negatiivse või positiivse mõju selgitamiseks keskkonnale ja selle ennustamiseks olid loomulikult paljude aastakümnete vältel juba loodud (nt hüdroloogias, ökoloogias, hüdrobioloogias, geograafias jt) ning mingil määral oli prognoose ka varem tehtud.

Eestis võib keskkonnamõju hindamise eelkäijaks pidada nn ökoloogilist ekspertiisi ning eeldatava olulise keskkonnamõjuga tegevuste ametkondlikku nn keskkonnakaitsealist kooskõlastamist. Seda rakendati ka veekogusid mõjutavate tegevuste kavandamisel. Nt Tallinna heitvee süvalaskme projekteerimisele eelnesid TPI-s (praeguses Tallinna Tehnikaülikoolis) prof A. Aitsami juhtimisel tehtud uuringud reoainete oodatava levimise kohta. Muuga sadama ehitamise eel püüti tolleaegses Mereihüdroloogia Laboratooriumis prognoosida sadama mõju kalavarudele. Keskkonnamõju väljaselgitamist ja arvestamist valikute tegemisel piiras tollal selle vajalikkuse puudulik teadvustamine, aga ka formaalsete protseduurireeglite ja neid suunavate õigusaktide puudumine.

Keskkonnamõju hindamine praeguses tähenduses jõudis Eestisse Ameerika Ühendriikide Keskkonnakaitseagentuuri (US EPA) abina 1993.–1996.a korraldatud koolitusprogrammi raames. See hõlmas nii ekspertide kui ka ametnike õpetamist ning kohalike koolitajate ettevalmistamist. Teoreetilisele koolitusele järgnes keskkonnamõju hindamine US EPA ekspertide järelevalve all. Hiljem on keskkonnamõju hindamist tutvustatud Keskkonna-ministeeriumi teabepäevadel ning koolitusfirmade (Emi-Eco jt) korraldatud kursustel. Mitmes Eesti ülikoolis (Tallinna Ülikool, Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool) õpetatakse

keskkonnamõju hindamist keskkonna-alaste õppekavade (keskkonnakorraldus, keskkonnatehnoloogia, keskkonnakaitse) raames omaette õppeainena.

Eestis loidi õigusliku aluse keskkonnamõju hindamiseks 1. jaanuaril 2001.a jõustunud *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnauditeerimise seadus* ning sellele lisandunud määrused. 22. veebruaril 2005.a võttis Riigikogu vastu uue, Euroopa Liidu sellekohaste õigusaktidega vastavuses oleva *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse*.

Tänapäevase keskkonnariski hindamise eelkäijaks võib tinglikult lugeda kemikaalide piirnormide kehtestamist veekogude ja atmosfääriõhu jaoks. Sellised normid olid oma olemuselt riskihinnangud – eeldati, et kui ainesisaldus ei ületa teatavat piiri, siis aine ei avalda (üsna suure tõenäosusega) negatiivset mõju, st et olulist riski ei ole. Kuigi mitmel maal, sh Nõukogude Liidus kehtestati suur hulk selliseid norme, jäid nende väljatöötamise meetodilised alused ebamääraseks või vähepõhjendatuks (nt kemikaalide hüdrotoksikoloogiale tuginevad piirkontsentratsioonid eri tüüpi veekogude jaoks). Et tänapäevases tähenduses hõlmab keskkonnarisk ka looduskeskkonna kaudu tulevat ohtu inimeste tervisele, võib keskkonnariski hindamise algeid leida ka tervisekaitsenormatiivide ja sanitaartsoonide kehtestamises.

Keskkonnariski hindamise osaks võib pidada ka riskianalüüsi, mis käsitleb tööstusobjektidest õnnetusjuhtumite korral peamiselt inimese tervisele ja varale lähtuvaid riske. Keskkond kui sihtobjekt on sellistes käsitlustes marginaalne, kuigi seda mainitakse (Seppälä, 1994). Selline käsitlus on kitsam kui keskkonnariski hindamine tänapäevases tähenduses. On tähelepanuväärne, et paljudes riskianalüüsi käsitlevates kirjandusallikates ja õigusaktides (nt *Ohtude piirkondlik määramine...*, 1993; Siseministri 26.06.2001.a määrus nr 78) ei leidu terminit “keskkonnarisk”. Võib täheldada ka vastupidist – keskkonnariski hindamist käsitlevates monograafiates (nt Asante-Duah, 2000; Paustenbach, 2000) ei pöörata tähelepanu riskianalüüsi ja keskkonnariski hindamise seotusele.

Keskkonnariski tänapäevane hindamine on tööstusriikides viimasel aastakümnel väga kiiresti arenenud ning hõlmab nii õnnetusjuhtumitest kui ka tavategevusest lähtuvaid ohte inimeste tervisele ja looduskeskkonnale. Sealjuures käsitletakse nii tulevast kui ka varasema tegevuse tagajärjel juba ilmnunud mõju (nn retrospektiivne riski hindamine). Eriti silmapaistev on keskkonnariski hindamise metodoloogiliste probleemide käsitlemisel olnud US EPA, kes on välja andnud mitu mahukat juhendit (US EPA, 1992; US EPA, 1998; US EPA, 2003).

Euroopas on keskkonnariski hindamise metodoloogiaga tegeldud tunduvalt vähem kui USA-s. Peamine tähelepanu on olnud suunatud kemikaalide ohtlikkuse hindamisele ning nende klassifitseerimisele ohtlikkuse alusel; sageli samastatakse kemikaali ohtlikkuse ja ökotoksilisuse hindamist keskkonnariski hindamisega. Päril keskkonnariski hindamise metoodikat on käsitletud Suurbritannias (Risk assessment..., 1993).

Keskkonnariski hindamist on Eestis siiani tutvustatud üksikute lühiajaliste koolituste kaudu, nt US EPA ja Keskkonnaministeeriumi koostöös 1994. aastal. On olnud ka mõni kemikaalide käitlemise ohutusküsimusi käsitlevat ja tutvustavat projekti (nt Balti Keskkonnafoorumi raames). On peetud ka riskianalüüsi tutvustavaid kursuseid, millel on aga piirdutud õnnetusjuhtumite korral inimese tervisele ja varale lähtuvate riskide käsitlemisega. Keskkonnariski üldisem käsitlus, sh ökoloogilise riski hindamine on eraldi õppeainena Tallinna Ülikooli keskkonnakorralduse õppekavas.

Erinevalt keskkonnamõju hindamisest ei ole keskkonnariski hindamine selgelt seotud sellekohaste õigusaktidega. EL direktiiv *Kemikaalide ohtlikkuse määramine, riski hindamine ja klassifitseerimine* (Commission Directive, 1967) ning *Eesti kemikaaliseadus* keskkonnariski hindamist sisuliselt ei käsitle (kuigi seda nimetatakse), jutt on vaid ohtlikkuse hindamisest. Teatud määral käsitleb keskkonnariski hindamist *Hädaolukordade seadus* ning seda täpsustavad määrused.



## 1.4 Terminid

Keskkonnamõju hindamise terminid tuginevad põhiliselt *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadusele*. Keskkonnariski eestikeelsed terminid on alles loomisel.

**alternatiiv** – kavandatud tegevusest erinev viis sama vajaduse rahuldamiseks;

**arendaja** – isik, kes kavandab tegevust ning soovib seda ellu viia;

**bioakumulatsioon** – kahjulike ainete kogunemine organismi;

**bioakumulatsioonitegur** (*bioconcentration factor*) – organismi ja keskkonna kemikaalisisalduse erinevust kirjeldav suhtarv;

**ekspert** või **ekspertigrupp** – isik või isikute grupp, kellel on teatava keskkonnamõju hindamiseks vajalik kvalifikatsioon. Eestis peab keskkonnamõju hindamise ekspert tegutsemisõiguse saamiseks taotlema keskkonnaministriilt tegevuslitsentsi. Ekspertgruppi võivad kuuluda ka litsentsita isikud, kes nõustavad eksperte mingis spetsiifilises valdkonnas;

**eksponeeritus** (*exposure*) – mõjuri ja sihtobjekti kokkupuude või sihtobjekti avatus mõjuri tekitatud kaudsele toimele;

**eksponeerituse hindamine** (*exposure assessment, exposure analysis*) – kontseptuaalse mudeli stsenaariumidel tuginev, võimalust mööda kvantitatiivne analüüs eksponeerituse iseloomustamiseks, mis lõpeb eksponeerituse koondkirjelduse koostamisega;

**eksponeerituse koondkirjeldus** (*exposure profile*) – eksponeerituse analüüsi kokkuvõte, millele tuginetakse riski kirjeldamisel;

**huvigrupp** – üldsuse osa, kellele kavandatav tegevus avaldab otseselt või kaudset mõju ja kes tunneb selle vastu vastu sihipärast huvi;

**järelevalvaja** – Keskkonnaministeerium või Keskkonnaministeeriumile alluv maakonna keskkonnateenistus;

**keskkond** – hõlmab nii loodus- ja tehis- kui ka kultuurilist ja sotsiaalmajanduslikku keskkonda;

**keskkonnakorraldus** (*environmental management*) – inimtegevuse korraldamine keskkonnahoidlikul viisil. Loodus- ja ühiskonnateaduste kokkupuutes tekkinud interdistsiplinaarne valdkond, millele tugineb keskkonnahoidlik tegevus. Sellesse kuuluvad nt keskkonnapoliitika, keskkonnaökonomika, keskkonnaeetika, keskkonnaõigus, keskkonnamõju hindamine, keskkonnariski hindamine ning keskkonnajuhtimine;

**keskkonnakorralduslik eesmärk** (*[environmental] management goal*) – kaitse eesmärgiks seatavad tingimused ja väärtused (nt puhas vesi, puhkevõimalused jne). Nad võivad olla poliitilised valikud ning õigusaktidega sätestatud;

**keskkonnakorralduslikud valikud** (*[environmental] management options*) – tegevused, mis eeldatavasti võimaldavad saavutada keskkonnakorralduslikku eesmärki;

**keskkonnamõju** – mingi tegevusega kaasneda võiv vahetu või kaudne mõju, mis väljendub muutustes inimese tervises ja heaolus, looduskeskkonnas, kultuuripärandis või varas;

**keskkonnamõju hindamine** (*environmental impact assessment*) — kavandatava tegevuse või selle reaalsete alternatiivide poolt keskkonnale avaldatava mõju süstemaatiline, reprodutseeritav ja interdistsiplinaarne hindamine ning optimaalse tegevusvariandi valimine. Keskkonnamõju hindamise

eesmärk on varustada otsustaja adekvaatse teabega kõigi reaalsete tegevusvariantide keskkonnamõju kohta ning soovitada optimaalne lahendus;

**keskkonnamõju hindamise aruanne** – dokument, mis sisaldab keskkonnamõju hindamise programmi ning ülevaadet selle täitmisest ja hindamise tulemustest;

**keskkonnamõju hindamise programm** – keskkonnamõju hindamise kavandamisel koostatav dokument, mis kirjeldab hindamise käsitusala, hindamismetoodikat, eksperdigrupi koosseisu ning hindamise ajakava;

**[keskkonnamõju] eelhindamine** – kavandatava tegevuse eeldatava keskkonnamõju olulisuse esialgne hindamine, mille alusel otsustatakse keskkonnamõju hindamise vajalikkuse üle siis, kui hindamist õigusaktides otseselt ei nõuta;

**keskkonnarisk** (*environmental risk*) – risk, mille puhul on ohustatud keskkond või selle kaudu inimeste tervis ja/või vara;

**keskkonnariski hindaja** (*risk assessor*) – füüsiline isik, kellel on riski hindamiseks vajalik kvalifikatsioon. Üldreeglina on keskkonnariski hindamine grupitöö, üksikhindaja võib seda teha vaid erandjuhtudel;

**keskkonnariski hindamine** (*environmental risk assessment*) – tegevus, millega hinnatakse riskiallikast lähtuva mõjuri (aine, energia, organism) poolt mingile keskkonnaosale või keskkonnaosa kaudu inimeste tervisele või varale (sihtobjektile) tekitatava negatiivse mõju tõsidust ja tõenäosust;

**[keskkonna]riski iseloomustus** (*risk characterization*) – keskkonnariski hindamise etapp, milles eksponeerituse ja stressori mõju koondkirjelduste põhjal hinnatakse riski suurust ning tõlgendatakse saadud hinnangut;

**[keskkonna]riski ohjaja** (*risk manager*) – füüsiline isik või organisatsioon, kellel

on õigus või kohustus rakendada abinõusid, mis on suunatud riski suuruse muutmiseks, eelkõige selle vähendamiseks;

**kontseptuaalne mudel** (*conceptual model*) – ökoloogilise riski hindamisel probleemi formuleerimise ajal koostatav ökoloogiliste seoste kirjeldus (riski hüpotees) ning seda illustreeriv joonis, mis näitavad, kuidas mõjuri toime võiks jõuda sihtobjektini;

**LOAEL** (*lowest observed adverse effect level*) – madalaim kontsentratsioon või annus, mille statistiliselt usaldusväärset kahjulikku mõju on täheldatud;

**mõjur** (*agent, [stressor]*) – keemiline, füüsikaline või bioloogiline tegur, mis võib sihtobjektis esile kutsuda negatiivse mõju;

**mõjuri levimistee** (*exposure pathway*) – tee, mida mööda mõjur või sellest alguse saanud kaudne mõju jõuab sihtobjektini;

**ohtlikkus** – kahjutekitamisvõime;

**ohu määratlemine** (*hazard identification*) – mõjuri ohtlikkust iseloomustavate omaduste ja ohuallika (objekt, kus mõjur asub ja kust ta võib vallanduda ning võimalikku vallandumist iseloomustavad muutujad) kirjeldus;

**ohutustegur** (*safety factor*) – kvantitatiivne parand PNEC-i määramiseks organismidega tehtud katsete põhjal;

**otsustaja** – kavandatud tegevuseks tegevusloa andja;

**PEC** (*predicted environmental concentration*) – stressori eeldatav kontsentratsioon keskkonnas, millega organismid kokku puutuvad;

**PNEC** (*predicted no effect concentration, maximum permissible concentration*) –

stressori suurim kontsentratsioon keskkonnas, mis eeldatavasti ökosüsteemi ei ohusta;

**risk** – kahju ilmumise tõenäosuse ja kahju tõsiduse mõõt;

**riski ohjamine** (*risk management*) – tegevus, millega risk hoitakse vastuvõetaval tasemel;

**riskianalüüs** (*risk analysis*) - õnnetuste või hädaolukordade puhul tekkivate riskide väljaselgitamine ja hindamine;

**[riski] olulisussuhe** (*ecological risk quotient*) – ökoloogilise riski suurust väljendav suhtarv (PEC ja PNEC suhe);

**sihtobjekt** (*assessment target, [endpoint]*) – keskkonnariski hindamise objekt, mida talle omistatud väärtuse tõttu soovitakse kaitsta;

**stressor** – kahjulikku ökoreaktsiooni põhjustav mõjur;

**taustkeskkond** (*background conditions, environmental setting*) – keskkonnatingimused piirkonnas, kus eeldatavasti ilmneb kavandatava tegevusega tekitatav keskkonnamõju;

**tõendusliinid** (*lines of evidence*) – mitmesugustest allikatest ja mitmesuguste meetoditega saadud teave, mida kasutatakse riski kirjeldamiseks ja tõlgendamiseks.

**ökoloogiline risk** (*ecological risk*) – keskkonnariski liik, mille puhul ohustatud sihtobjekt on populatsioon, kooslus või ökosüsteem;

**ökoreaktsioon** (*ecological response*) – ökosüsteemi või mõne selle elemendi reageerimine mõjurile;

**ökoreaktsiooni analüüs** (*ecological response analysis, stressor-response analysis, stressor-effect analysis*) – keskkonnamõju hindamise etapp, milles analüüsitakse stressori põhjustatud reaktsioone sihtobjektis;

**ökoreaktsiooni koondkirjeldus** – (*stressor-response profile*) – ökoreaktsiooni analüüsi kokkuvõte, millele tuginetakse riski kirjeldamisel;

**ökotoksikoloogia** (*ecotoxicology*) – keskkonnakaitse interdistsiplinaarne uurimissuund, mis käsitleb inimtoodetud kemikaalide keskkonnaohtlikkust;

**ülekanDETegur** (*extrapolation factor*) – kvantitatiivne parand ühel sihtobjektil vaatlus- või katseandmete põhjal leitud mõju suuruse ülekandmiseks teisele sihtobjektile;

**üldsus** – era- või avalik-õiguslik isik või isikute grupp, kellel on kavandatava tegevuse suhtes selgelt tajutav huvi või kes selles osaleb.

## **2 KESKKONNAMÕJU HINDAMINE**

### **2.1 Keskkonnamõju hindamise õiguslik regulatsioon**

Eestis reguleeris keskkonnamõju hindamist 1. jaanuarist 2001.a kuni käesoleva aastani *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnaauditeerimise seadus* koos seda täiendavate määrustega. Nende koostamisel lähtuti EÜ nõukogu direktiividest 85/337EMÜ ja 97/11/EÜ (*Council Directive, 1985, 1997*). 3. aprillil 2005.a jõustus *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus*, mis täpsustab keskkonnamõju hindamise korraldamist, arvestades Euroopa Liidu direktiive 85/337EMÜ ja 97/11/EÜ EL ning direktiivi 2003/35/EÜ (*Directive, 2003*) nõudeid keskkonnamõju hindamise avalikustamise kohta.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse järgi on keskkonnamõju hindamise eesmärk:*

- teha kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise tulemuste alusel ettepanek selle tegevuse elluviimiseks sobivaima lahendusvariandi valimiseks, millega on võimalik vältida või minimeerida keskkonnaseisundi kahjustamist ning edendada säästvat arengut;
- anda tegevusloa andjale teavet kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiividega kaasneva keskkonnamõju ning negatiivse keskkonnamõju vältimis- või minimeerimisvõimaluste kohta;
- tegevusloa andmisel arvestada keskkonnamõju hindamise tulemusi.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus* määratleb mitu olulist mõistet: keskkonnamõju, oluline keskkonnamõju, olulise keskkonnamõjuga tegevus, tegevusloa, keskkonnamõju hindamise programm ning keskkonnamõju hindamise aruanne (vt 1.4).

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* §5 kohaselt on keskkonnamõju oluline, kui see võib eeldatavalt ületada tegevuskoha keskkonnataluvust, põhjustada pöördumatuid muutusi looduskeskkonnas, seada ohtu kultuuripärandi, inimese tervise, heaolu või vara. Keskkonnataluvuse tähendust ja selle mõõtmise võimalusi seadus ei käsitle.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses* on defineeritud ka keskkonnamõju hindamises osalejad ning nende kohustused. Keskkonnamõju hindamise põhiosalised on:

- arendaja;
- otsustaja;
- ekspert;
- järelevalvaja.

Arendaja on isik, kes kavandab tegevust ja soovib seda ellu viia. Arendaja korraldab keskkonnamõju hindamist ja kannab sellega seotud kulud. Arendaja esitab otsustajale õigusaktis sätestatud juhul ja korras tegevusloa taotluse. Kui otsustaja leiab, et kavandatava tegevuse puhul tuleb hinnata keskkonnamõju,

tuleb arendajal leida selleks sobivad eksperdid.

Kui arendaja seda soovib, võib ta kavandatava tegevuse keskkonnamõju hinnata juba ehitise projekteerimisel ning negatiivse mõju leevendamisvõimalusi juba siis arvesse võtta. Keskkonnamõju hindamise algatab arendaja soovi alusel otsustaja (*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* §26).

Otsustaja vaatab tegevusloa taotluse läbi ning teeb otsuse kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise algatamise või algatamata jätmise kohta (*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* paragrahvid 3 ja 6).

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* §3 sätestab keskkonnamõju hindamise kohustuslikkuse: seda peab tegema, kui taotletakse tegevusluba või olemasoleva loa muutmist ning kui loa taotlemist või selle muutmist eeldav kavandatav tegevus võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju. Eraldi käsitletakse olukorda, kui kavandatav tegevus mõjutab oluliselt Natura 2000 võrgustikku kuuluvat ala – siis tuleb eeldada olulist keskkonnamõju. Sama seaduse §6 lõige 1 loetleb tegevused, millega eeldatavasti alati kaasneb oluline keskkonnamõju. Seaduse §6 lõikes 1 loetletud tegevuste korral ei ole vaja keskkonnamõju hindamise vajalikkust põhjendada.

Seaduse §6 lõikes 2 on loetelu tegevusvaldkondadest, mille puhul otsustaja peab keskkonnamõju hindamise vajalikkuse üle otsustamisel kindlaks tegema, kas nendega võib kaasneda oluline keskkonnamõju. Loetelu lõpeb punktiga 22 “muu tegevus, mis võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju”. Ilmselt peab otsustaja iga loetelus puuduva tegevuse puhul kaaluma, kas sellega võib kaasneda oluline keskkonnamõju. Sama paragrahvi lõige 3 täpsustab kriteeriume, mille alusel mõju olulisuse üle otsustatakse. Arvestada tuleb keskkonnamõju ulatust, tõenäosust, kestust, sagedust, pööratavust ning toimet, lähtudes:



- tegevuskoha ja selle lähiümbruse keskkonnatingimustest;
- tegevuse iseloomust, kaasa arvatud selle tehnoloogiline tase, loodusvarade kasutamine, jäätme- ja energiamahukus, ning muudest tegevustest lähipiirkonnas;
- tegevusega kaasnevatest tagajärgedest, nagu vee, pinnase või õhu saastamine, jäätmeteke, müra, vibratsioon, valgus, soojus, kiirgus ja lõhn (hais);
- tegevusega kaasnevate avariiolekordade esinemise võimalikkusest.

Otsustaja ülesanne on otsustada keskkonnamõju hindamise algatamise vajalikkuse üle, informeerida keskkonnamõju hindamise algatamisest ning korraldada selle programmi ja aruande avalikustamist.

Otsus keskkonnamõju hindamise algatamise või algatamata jätmise kohta peab otsusetegija tegema asjakohases õigusaktis sätestatud tegevusloa menetlusaja jooksul. Kuna tegevuslubade kehtestatud menetlusajad on eripikkused (nt *Ehitusseaduse* §22 lõike 8 kohaselt 20 päeva, *Saastamise kompleksse vältimise ja kontrollimise seaduse* §14 lõike 1 järgi aga 120 päeva), ei ole algatamisvajaduse üle otsustamiseks aega ühepalju. Kui otsustaja leiab, et taotletava tegevuse korral on keskkonnamõju hindamine vajalik, peatub tegevusloa menetlemine kuni järelevalvaja on hindamisaruande heaks kiitnud. Otsustaja võib jätta keskkonnamõju hindamise algatamata, kui see on enne tegevusloa taotluse esitamist juba tehtud ning annab tegevusloa üle otsustamiseks piisavat teavet.

Kui kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise algatamine või algatamata jätmise otsus põhineb §6 lõigetel 2–4, lisab otsustaja otsusele selle aluseks olnud põhjenduse. See tähendab, et otsustaja peab näitama, kuidas ta jõudis eelhindamise käigus järeldusele, et kavandatava tegevusega kaasneb või ei kaasne oluline keskkonnamõju.

Otsustaja teatab kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise algatamisest

14 päeva jooksul lihtkirjaga menetlusosalistele ning avalikustab selle arendaja kulul väljaandes Ametlikud Teadaanded. Teates tuleb näidata ka aeg ja koht, kus huvilised saavad otsusega tutvuda.

Seadus sätestab, et keskkonnamõju hindab või hindamist juhib füüsiline isik (ekspert), kellel on selleks litsents, või juriidiline isik asjakohase litsentsiga töötaja kaudu. Keskkonnaminister annab keskkonnamõju hindamise litsentsi füüsilisele isikule:

- kellel on riiklikult tunnustatud kõrgharidus või sellele vastav välisriigi kvalifikatsioon keskkonnakaitstes, bioteadustes, füüsikalistes loodusteadustes, tehnikaaladel, tootmises või töötlemises;
- kellel on vähemalt kaheaastane töökogemus loodusteaduste või keskkonnakaitsega seotud tegevusalal;
- kes on saanud vähemalt 40-tunnise koolituse keskkonnamõju hindamise alal (vastab riiklikes õppekavades 1 ainepunktile) ning sooritanud vastava eksami;
- kes on vähemalt neljal korral osalenud eksperdirühma töös.

Litsentsi taotleja peab näitama tegevus- ja mõjuvaldkonnad, mille keskkonnamõju ta soovib hinnata. Seega eeldatakse, et mõju hindamise pädevus on piiratud teatavate valdkondadega. Seadus ei täpsusta, mida tuleb mõista “tegevusvaldkonna” ning “mõjuvaldkonna” all. Tegevusvaldkond viitab kavandatavale tegevusele ehk mõjuallikale (põhjusele), mõjuvaldkond aga mõjutatavale objektile, milles mõju avaldub (tagajärjele). Seega peaks ekspert olema ühtaegu asjatundja nii mõju tekitaja kui mõjutatava objekti alal. Võib arvata, et selliseid eksperte on väga vähe, kuna see eeldaks ettevalmistust nii tehnika alal kui ka loodusteadustes.

Osutatud kvalifikatsiooninõuetest nähtub, et sotsiaal- või majandusteadusliku kõrgharidusega inimesel ei ole võimalik saada keskkonnamõju hindamise eksperdiksi isegi siis, kui oluline keskkonnamõju võib avalduda sotsiaalmajanduslikus keskkonnas (vt ka mõiste “keskkond” määratlust!) ning kui

looduskeskkonnale avalduvat negatiivset mõju on võimalik hinnata rahas.

Seadus ei täpsusta, kellen ja millises ulatuses peab litsentsi taotleja olema neljal korral osalenud keskkonnamõju hindamises – kas praktikandina kogu keskkonnamõju hindamises või erialaeksperdina mõne üksikküsimuse käsitlemisel. Seadus ei tee vahet ka kahe keskkonnamõju hindamisosa vahel, mis nõuavad erinevat pädevust:

- teadmisi kogu keskkonnamõju hindamise protseduuri kohta ja oskust seda juhtida;
- teadmisi teatavates mõjuvaldkondades ning oskust mõjusid prognoosida ja hinnata.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* kohaselt on eksperdil õigus keskkonnamõju hindamiseks moodustada eksperdirühm, mille koosseisu võivad kuuluda asjakohase litsentsita pädevad isikud. Rühm tuleb koostada nii, et iga keskkonnamõju hindaks selleks teadmisi ja oskusi omav spetsialist. Kui eksperdi enda kvalifikatsioonist ei piisa, peab ta hoolitsema selle eest, et hindamisse kaasataks erialaspetsialiste.

Seadus lubab eksperdirühma koostada nii, et ainult ühel rühma liikmel (rühma koostanud eksperdil) on litsents.

Eksperti (ekspedirühma) töö algab keskkonnamõju hindamise programmi koostamisega. Seaduse §13 kohaselt peavad programmis olema näidatud:

- kavandatava tegevuse eesmärk;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide kirjeldus;
- teave kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide eeldatavate mõjuallikate, mõjuala suuruse ning mõjutatavate keskkonnaelementide kohta;
- teave kavandatava tegevuse keskkonnamõju hindamise ulatuse kohta;
- keskkonnamõju hindamise meetodika kirjeldus;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide keskkonnamõju

hindamise ning selle tulemuste avalikustamise ajakava;

- andmed arendaja kohta ning eksperdi nimi või eksperdirühma koosseis.

Otsustaja korraldab keskkonnamõju hindamise programmi avaliku väljapaneku, mille järel arendaja korraldab programmi avaliku arutelu. Teade avaliku väljapaneku ja arutelu kohta peab otsustaja avaldama hiljemalt 14 päeva jooksul pärast programmi saamist vähemalt ametlikus väljaandes Ametlikud Teadaanded ning ühes ajalehes. Ajalehe valimisel tuleb juhendada *Haldusmenetluse seaduse* §31 lõikest 2 ja §47 lõikest 3, mille kohaselt lehe valik (üleriigiline, maakondlik, kohalik) sõltub käsitletava keskkonnamõju hindamise ulatusest. *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* §16 lõige 3 määrab ka isikute ringi, kellele otsustaja peab teatama kirja teel programmi väljapanemisest ja avalikust arutelust. Programm tuleb panna ka otsustaja veebilehele. Igaühel on õigus programmi avaliku väljapaneku ajal ja avalikul arutelul tutvuda programmi ja muude asjakohaste dokumentidega, esitada programmi kohta ettepanekuid, vastuväiteid ja küsimusi ning saada neile vastuseid. *Haldusmenetluse seaduse* §49 lõike 2 kohaselt ei tohi ettepanekute, vastuväidete ja küsimuste esitamiseks määratud aeg olla lühem kui kaks nädalat alates väljapaneku algusest või algatamisest teatamisest (kui algatamisest teatati pärast väljapaneku algust).

Ekspert (või eksperdirühm eksperdi juhtimisel) teeb koos arendajaga programmi avalikustamise kestel tehtud ettepanekute ja vastuväidete alusel programmis vajalikud parandused ja täiendused, selgitab ettepanekute ja vastuväidete arvestamata jätmise põhjused ning vastab esitatud küsimustele. Vastava teabe edastab arendaja asjassepuutuvatele isikutele (ettepanekute, vastuväidete ja küsimuste esitajatele) kirjalikult.

Pärast avalikku arutelu esitab arendaja programmi koos tehtud muudatusettepanekute, vastuväidete ja küsimustega ning nendele antud vastustega järelevalvajale heakskiitmiseks.

Otsus programmi heakskiitmise või heakskiitmata jätmise kohta tuleb otsustajal langetada 30 päeva jooksul pärast programmi ning sellega kaasnevate dokumentide laekumist. Järelevalvaja ei kiida programmi heaks, kui selle avalikustamise kohta kehtestatud nõudeid on rikutud või selle sisu ei vasta kehtestatud nõuetele. Programmi heakskiitmata jätmisest teatab arendaja menetlusosalistele 14 päeva jooksul otsuse tegemisest arvates.

Programmi täiendamise ja parandamise korraldab arendaja. Ekspertdil (ekspertdirühmal) koos arendajaga tuleb teha vajalikud parandused ja täiendused ning, kui vaja, anda täiendavaid selgitusi esitatud vastuväidete, ettepanekute ja küsimuste kohta. Kui programmi heakskiitmata jätmise põhjus oli programmi avalikustamisnõuete rikkumine, tuleb avalikustamist korrata.

Kui järelevalvaja kiidab programmi heaks, teatab ta sellest lihtkirjaga menetlusosalistele ning ametlikus väljaandes Ametlikud Teadaanded 14 päeva jooksul programmi heakskiitmise otsuse tegemisest arvates (*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus*, §19, lõige 1).

Seadus annab võimaluse programmi ajakava muutmiseks ka pärast selle heakskiitmist. Sisulisi muutusi ei ole programmis pärast heakskiitmist enam võimalik teha.

Keskkonnamõju hindamise sisulist külge käsitleb *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus* napilt. Ei anta ka mingeid nõudeid keskkonnamõju hindamise meetodika kohta. Piirdutud on nõudega, et keskkonnamõju hindamise aruande koostamisel peab arvesse võtma olemasolevaid üldtunnustatud keskkonnamõju hindamise alaseid teadmisi ning hindamismetoodikat (*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus*, §20, lõige 2). Nõudeid võib leida muudiski õigusaktides.

Peale keskkonnamõju hindamise algatamise ja kavandamise reguleerib seadus

ka hindamisaruande koostamist, sisu ja esitusviisi (*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus*, §20, lõige 1). Aruande koostab ekspert või eksperdi juhtimisel eksperdirühm. Aruanne peab sisaldama järgmist teavet:

- kavandatava tegevuse eesmärk ja vajadus;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide kirjeldus;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide eeldatavalt mõjutatava keskkonna kirjeldus ning selle seisundi hinnang;
- hinnang kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide eeldatavate tagajärgede (vee, pinnase või õhu saastamine, jäätmete, müra, vibratsioon, valgus, soojus, kiirgus, lõhn (hais)), kohta;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiividega eeldatavalt kaasneva keskkonnamõju prognoosimismeetodi kirjeldus;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide eeldatav mõju (sealhulgas kaudne ja koosmõju teiste tegevustega), keskkonna seisundile, sealhulgas inimese tervisele, heaolule ja varale, taimedele, loomadele, pinnasele, maastikule, vee või õhu kvaliteedile, kliimale, kaitstavatele loodusobjektidele või kultuuripärandile;
- hinnang keskkonnamõju eeldatava toime kohta ning kaasneva negatiivse keskkonnamõju vältimise või minimeerimise meetmete kirjeldus ja nende eeldatava tõhususe hinnang;
- hinnang loodusvara kasutamise otstarbekuse ning kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide vastavuse kohta säästva arengu põhimõtetele;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide võrdlus ning nende võimalikust keskkonnamõjust ja hüvedest lähtuv paremusjärjestus;
- ülevaade keskkonnamõju hindamisest, üldsuse kaasamisest ning konsultatsioonide tulemuste kohta piiriülese keskkonnamõju hindamise korral;
- vajaduse korral keskkonnamõju hindamisel ja aruande koostamisel ilmnenud raskuste käsitlemine;
- eelnevate punktide alusel koostatud kokkuvõte;

- teave keskkonnamõju hindamisel kasutatud allikate kohta;
- aruande kohta esitatud ettepanekud, vastuväited ja küsimused, mille koopiad lisatakse aruandele, ning ettepanekute, vastuväidete ja küsimuste esitajatele saadetud kirjade koopiad, milles selgitatakse esitatud ettepanekute ning vastuväidete arvestamist, põhjendatakse arvestamata jätmist ning vastatakse küsimustele;
- avaliku aruande protokoll, mille koopia lisatakse aruandele;
- kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivide asukoha skeem ja kaart, mis lisatakse aruandele;
- vajaduse korral muud lisad.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses* antakse ka nõuded aruande avalikustamise ja heakskiitmise korraldamiseks. Aruande avalikustamise kohta kehtivad samad nõuded kui keskkonnamõju hindamise programmi kohta.

Kui keskkonnamõju hindamine algatati arendaja soovil ehitusprojekti koostamise ajal, kuulub selle aruanne eraldi osana ehitusprojekti juurde ning avalikustatakse koos ehitusprojektiga.

Pärast avalikku arutelu esitab arendaja keskkonnamõju hindamise aruande järelevalvajale heakskiitmiseks ning keskkonnanõuete määramiseks. Järelevalvaja teeb otsuse aruande heakskiitmise või heakskiitmata jätmise kohta 30 päeva jooksul aruande saamisest arvates. Keskkonnamõju hindamise aruannet ei kiideta heaks, kui:

- aruande avalikustamisel on rikutud kehtestatud nõudeid ning see rikkumine võib mõjutada keskkonnamõju hindamise tulemusi;
- aruanne ei vasta keskkonnamõju hindamise heakskiidetud programmile;
- aruanne ei vasta seaduse §-s 20 sätestatud nõuetele;
- aruandes on esitatud valeandmeid;
- aruanne ei ole asjakohane ega tegevusloa andmiseks piisav;

- aruande kohta esitatud ettepanekute ja vastuväidete arvestamata jätmist ei ole piisavalt põhjendatud.

Heakskiitmata aruanne läheb parandamisele, täiendamisele või täiendavale avalikustamisele, mille järel ta esitatakse uuesti järelevalvajale heakskiitmiseks.

Peale *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse*, mis otseselt reguleerib keskkonnamõju hindamist, on keskkonnamõju hindamine seotud paljude muude õigusaktidega. Reguleerimisala järgi võib need jagada nelja gruppi:

- piiranguid kehtestavad õigusaktid, mis mõjutavad kavandatava tegevuse (või selle alternatiivide) elluviimist (nt *Looduskaitse seadus* ning *Planeeringuseadus* ja selle alusel kehtestatud planeeringud);
- õigusaktid, mis sätestavad parameetrid, mille alusel hinnatakse veekogude seisundit ja nad kvaliteediklassidesse jaotatakse (nt *Veeseadus* ja sellel põhinevad määrused);
- keskkonnamõju hindamisel kasutatava teabe iseloomu ja kättesaadavust reguleerivad õigusaktid (nt *Keskkonnaseire seadus* ja *Keskkonnaregistri seadus*);
- avalikustamist reguleerivad õigusaktid (nt *Haldusmenetluse seadus*, *Avaliku teabe seadus* ning *Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsiooni ratifitseerimise seadus*).

## 2.2 Keskkonnamõju hindamise korraldus

Keskkonnamõju hindamine algab pärast seda, kui otsustaja on langetanud sellekohase otsuse. Tinglikult võib hindamise jagada kaheks rööpselt kulgevaks tegevuseks:

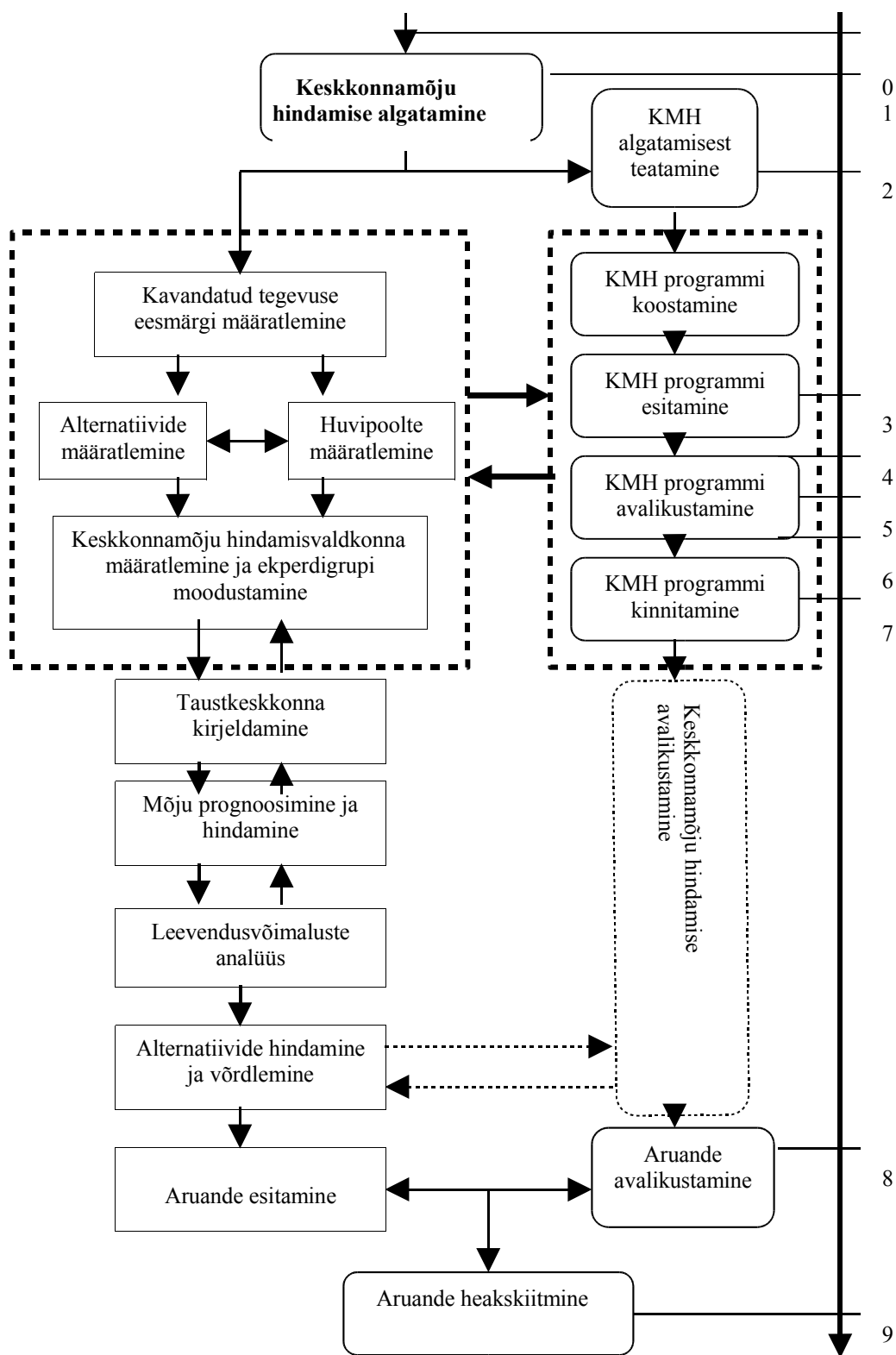
- keskkonnamõju hindamise sisuline protseduur on loogiline valikuprotseduur, mille kaudu jõutakse keskkonnamõju hindamise sisulise tulemuseni, s.o kavandatud tegevuse ja selle reaalseste alternatiivide tekitatava



keskkonnamõju põhjal tehtud paremusjärjestuseni;

- keskkonnamõju hindamise formaalne protseduur ehk viis, kuidas sisulist protseduuri ellu viiakse. Formaalne protseduur võib põhineda õigusaktidel või heal taval. Kui formaalne protseduur sisulist adekvaatselt ei kajasta (nt õigusaktide puudulikkuse tõttu), võib see keskkonnamõju sisulist hindamist häirida;

Keskkonnamõju hindamise sisuline protseduur ning Eestis selle rakendamist korraldav formaalne protseduur (*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* põhjal) on kujutatatud joonisel 2.1. Joonise ajateljel on näidatud formaalsete hindamisetappide *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse* kohane järgnevus.



Joonis 2.1. Keskonnamõju hindamise sisuline ning formaalne protseduur:

0 – tegevusloa taotluse esitamine; 1 – otsustaja langetab kavandatava tegevuse tegevusloa taotluse menetlemisaja (sõltuvalt tegevusest võib see olla 20–120 päeva) jooksul otsuse keskkonnamõju hindamise algatamise või algatamata jätmise kohta; 2 – otsustaja teatab keskkonnamõju hindamise algatamisest hiljemalt 14 päeva jooksul otsuse tegemisest arvates, kõige varem saab see toimuda tegevusloa taotluse esitamise päeval; 3 – keskkonnamõju hindamise ekspert (või arendaja) esitab keskkonnamõju hindamise programmi. Kõige varem saab see toimuda tegevusloa taotluse esitamise päeval; 4 – otsustaja korraldab keskkonnamõju hindamise programmi väljapaneku ja teatab väljapanekust 14 päeva jooksul programmi saamisest arvates; avalikust väljapanekust teatamiseks kulub vähemalt üks päev. Üldsusel on oma seisukohtade ja küsimuste esitamiseks aega 14 päeva arvates avalikustamise teatamise päevast; 5 – programmi avalikustamise lõpp, vähemalt 14 päeva arvates avalikustamisest teatamise päevast; 6 – arendaja on vastanud avalikustamise jooksul tulnud tagasisidele ja redigeerinud programmi ning esitab avalikustamise kohta käiva dokumentatsiooni ja redigeeritud programmi otsustajale heakskiitmiseks. Selleks kulub vähemalt üks päev arvates avalikustamise lõpupäevast; 7 – otsustaja kiidab või ei kiida programmi heaks ning teatab oma otsusest 30 päeva jooksul alates programmi avalikustamise päevast. Selleks kulub vähemalt üks päev arvates avalikustamise lõpupäevast. (p. 6); 8 – keskkonnamõju hindamise aruande esitamine; 9 – otsustaja korraldab aruande avaliku väljapaneku ning arendaja selle avaliku arutelu. Otsustaja teatab väljapanekust ja avalikust arutelust 14 päeva jooksul aruande saamise päevast alates. Üldsusel on oma seisukohtade ja küsimuste esitamiseks aega 14 päeva arvates avalikustamise teatamise päevast; 10 – aruande avalikustamise lõpp, vähemalt 14 päeva arvates avalikustamisest teatamise päevast; 11 – arendaja on vastanud avalikustamise jooksul tulnud tagasisidele ja redigeerinud programmi ning esitab avalikustamise kohta käiva dokumentatsiooni ja redigeeritud programmi otsustajale heakskiitmiseks. Selleks kulub vähemalt üks päev arvates avalikustamise lõpupäevast; 12 – otsustaja kiidab või ei kiida aruande heaks ning teatab oma otsusest 30 päeva jooksul alates aruande avalikustamisest. Selleks kulub vähemalt üks päev arvates avalikustamise lõpupäevast.

## **2.3 Üldsuse kaasamine**

### **2.3.1 Kaasamispehimõtted**

Keskkonnamõju hindamine on oma olemuselt avalik tegevus ning üldsuse kaasamine selle lahutamatu osa. Üldsusel peab olema võimalik jälgida ja mõjutada elukvaliteeti mõjutavate oluliste otsuste tegemist – see on demokraatliku ühiskonnakorralduse pehitunnus. Üldsuse kaasamine pehib eeldustel, et:

- inimestel on õigus osaleda nende elu mõjutavate otsuste langetamisel;
- üldsuse kaasamine aitab parendada otsuste kvaliteeti.

Üldsus on käsitatav väga laias tähenduses – selle alla mahuvad nii üks kui mitu füüsilist või juriidilist isikut, aga ka neist moodustatud rühmad või organisatsioonid.

Kavandatava tegevusega seotuse põhjal võib üldsuse jagada kahte gruppi:

- isikud ja grupid (huvigrupid), kelle tervist ja heaolu kavandatav tegevus selgelt mõjutab;
- laiem üldsus, kelle suhtumist kavandatavasse tegevusse mõjutavad vaid väärtushinnangud.

Århusi konventsioon käsitleb üldsusena esimest gruppi asjast huvitatuid ning liigitab sellesse gruppi ka keskkonnakaitsele pühendunud valitsusvälised organisatsioonid.

Esimesse kategooriasse kuuluvate huvigruppide korral ei tähenda nende kaasamine keskkonnamõju hindamisse üksnes hindajaks olemist, vaid nad on ka mõjutatava osas.

Keskkonnamõju hindamine sisaldab alati teatavat subjektiivset väärtushinnangut (vt 2.4). Üldsuse kaasamine peab kaasa aitama sellele, et keskkonnamõju hindamine, mille alusel langetatakse olulisi otsuseid, peegeldaks tasakaalukalt eri huvigruppide väärtushinnanguid, ning et otsused ei satuks olulisse vastuollu ühiskonnas valitsevate väärtushinnangutega. Mõistlike kompromisside otsimine erinevate huvide ja väärtushinnangute vahel aitab vältida nende kasvamist konfliktideks, millest ei tohiks olla huvitatud ükski osapool. Arendaja ja ekspertide jaoks tähendavad konfliktid ennekõike ajakulu, millele võib lisanduda ka rahakulu ja maine kahjustamine, eriti pikemate kohtuvaidluste puhul. Mõistliku kompromissi otsimine aitab säästa ka muude huvipoolte ressursse, kui ei ole just tegemist radikaalse ideoloogiaga huvigrupi või isikuga, kes end vastasseisude

kaudu teostada püüab.

Peale konfliktide ennetamise annab avalikustamine eksperdigrupile informatsiooni, mis aitab paremini prognoosida ja hinnata kavandatava tegevuse keskkonnamõju. Huvigrupid võivad pakkuda kavandatava tegevuse negatiivse mõju leevendamiseks uusi lahendusi (alternatiive). Lisateavet võivad anda ka kohalikud elanikud, valitsusvälised organisatsioonid, huviühingute liikmed ja teadusasutused.

Üldsust võib kaasata mitmel moel:

- informeerimine;
- dialoog;
- koostöö;
- partnerlus;
- manipuleerimine.

Informeerimine tähendab info ühesuunalist jagamist üldsusele ja huvigruppidele. Dialoogi puhul luuakse tingimused tagasisideme saamiseks. Dialoog kasvab üle koostöök, kui ta ei piirdu üldsuselt ja huvigruppidele saadud küsimustele, vastuväidetele ja ettepanekutele vastamisega, vaid muutub jätkuvaks aruteluks, mille eesmärk on üheskoos leida mõistlikke lahendusi. Partnerlus, s.o tihe koostöö, on dialoogi kõrgem vorm.

Manipuleerimine tähendab valikulise või väärinfo levitamist eesmärgiga suunata üldsuse või huvigruppide suhtumist. Selle alla kuulub ka info kättesaamise või sellele reageerimise takistamine, nt kui õigusaktiga nõutud avalikustamiskoosolek korraldatakse ajal, mil huvigrupid ei saa sellest osa võtta, või riiklike pühade eel, kui inimeste tähelepanu on muuga hõivatud.

Keskkonnamõju hindamise puhul võib üldsuse kaasamist käsitada kui üht moodust keskkonnainfo kättesaadavaks tegemiseks ning üldsuse kaasamiseks

keskkonda mõjutavate otsuste langetamisel, nii nagu nõutakse mitmes õigusaktis. Euroopa Liidus reguleerib üldsuse kaasamist Århusi konventsioon ([www.unece.org/env/pp/](http://www.unece.org/env/pp/)). Eesti Vabariigis on keskkonnainfo kättesaadavus põhiseaduslik õigus, mille realiseerimist toetab mitu seadust (vt 2.1). Üldsuse kaasamise miinimumnõuded on sätestatud *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses*. Kaasamist otseselt keskkonnamõju hindamisse see seadus ei nõua. Üldsus saab hindamistulemused teada aruandest ning võib oma küsimused, vastuväited ja ettepanekud nii kirjalikult kui ka suuliselt esitada hindamisaruande avalikul arutelul. Seadus loob tingimused vähemalt piiratud dialoogi tekkeks – eeldatakse, et dialoog lõpeb sellega, et eksperdid annavad tehtud vastuväidetele, küsimustele või ettepanekutele ammendava vastuse.

Üldsuse kaasamine ei pea piirduma seadusega kehtestatud miinimumnõuete formaalse täitmisega. Peale keskkonnamõju hindamise kavandamise ja aruande arutelu tuleks kaaluda üldsuse kaasamist ka sisulisse hindamisse, eriti siis, kui on tegemist väärtushinnangute mõjutatud otsustustega. Need hinnangud mõjutavad ennustatud keskkonnamõju olulisuse hindamist ning alternatiivide võrdlemiskriteeriumide valikut ja nende suhtelise tähtsuse üle otsustamist.

Üldsuse kaasamine keskkonnamõju hindamise kavandamisse on äärmiselt tähtis. Kui kavandatava tegevuse eesmärk ning tegevusalternatiivide valik jääb üldsusel ja huvigruppidel ebaselgeks, on loodud eeldused konfliktide tekkimiseks. Kui üldsusel ja huvigruppidel tekib kahtlus, et hindamisel ei võeta arvesse mõnda nende meelest olulist keskkonnamõju, on konflikt tõenäoliselt vältimatu. Kui on põhjust eeldada, et seaduses ettenähtud üldsuse kaasamise nõude täitmisest kõigi osapoolte rahuldamiseks ei piisa, on vaja dialoogi arendamiseks otsida täiendavaid mooduseid.

### **2.3.2 Üldsuse kaasamise korraldamine**

Üldsuse edukas kaasamine eeldab diferentseeritud lähenemist, s.o huvigruppide

määratlemist ning suhtlemisviisi valikut. Peale huvigruppide on oluline ka suhtlemine meediaga, kelle kaudu eri osapoolte antud teave jõuab üldsuseni. Meedias levitatavate väärarusaamade ümberlökkamine võib kujuneda raskeks või võimatuks. Seetõttu peavad eksperdid hoolitsema selle eest, et laiemat huvi pakkuva keskkonnamõju hindamise ja konfliktiohu puhul jõuaks meediasse objektiivne info.

Üldsuse kaasamise metoodika hõlmab kaasamise ulatuse (millal ja millisel määral) ja suhtlemisviiside määramist. Kaasamise ulatus algab seaduses sätestatud avalikustamise miinimumnõuetest ja võib ulatuda kõiki keskkonnamõju hindamise etappe läbiva dialoogini. Laiemat huvi pakkuvad ja eri gruppide huvisid eeldatavasti mõjutavate tegevuste puhul peaks üldsuse kaasamine olema võimalikult ulatuslik. Võib juhtuda, et huvigrupid ise keskkonnamõju hindamise algatamisele küllalt kiiresti ei reageeri ning seetõttu võib nende osavõtt kavandamisest jääda puudulikuks, kuigi üldsuse kaasamise nõuded on formaalselt täidetud. Eksperdigrupp ei peaks ootama üldsuse reageerimist, vaid olema kontaktide loomisel aktiivne ning väljendama oma dialoogisoovi võimalikult varakult. Sel moel saab hajutada võimalikke kahtlusi ning vältida kavandatava tegevuse või selle keskkonnamõju hindamisega seotud väärarusaamade tekkimist ja levimist. Üldsusega võib suhelda mitut moodi: anda üldteavet kavandatava tegevuse, keskkonnamõju hindamise ning täiendava info saamise ja tagasiside andmise kohta; pöörduda huvigruppide poole posti teel või interneti vahendusel või astuda huvigruppide esindajatega isiklikku kontakti.

Üldsuse kaasamist on kujutatud ka joonisel 2.1. Seda peaks alustama potentsiaalsete konfliktiallikate väljaselgitamisest. Järgnevad:

- sihtgruppide määratlemine ja analüüs;
- eesmärkide määratlemine ja kaasamismooduste valik;
- ressursside planeerimine;
- ülesannete (vastutajate) kindlaksmääramine.

Üksikasjaliku käsitluse üldsuse kaasamise põhimõtetest ja meetoditest ning

kaasamiskava koostamisest on avaldanud Merisaar jt (2001). Huvigruppide kaasamise üksikasju käsitletakse paragrahvis 2.5.2.

## **2.4 Keskkonnamõju hindamise algatamine**

Mis tahes tegevus põhjustab keskkonnas muutusi. Sõltuvalt ettevõtmisest võivad muutused olla väga erinevad – peaaegu märkamatuist väga oluliseni. Väga vähe keskkonda mõjutavate ettevõtmiste keskkonnamõju hindamine on aja ja vahendite raiskamine, kui see jäetakse aga tegemata projektide puhul, millega kaasneb oluline keskkonnamõju, võib tekkida suuri lisakulutusi või koguni korvamatut kahju. Seetõttu on otsus keskkonnamõju hindamise tegemise või tegemata jätmise kohta väga suure tähtsusega.

Keskkonnamõju hindamise vajalikkuse või mittevajalikkuse üle otsustamine põhineb ühel järgmistest alustest:

- õigusaktiga kehtestatud tegevuste nimekiri, mille korral hindamine on kohustuslik;
- õigusakti nõue mõju olulisuse eelhindamise kohta;
- üldsuse surve;
- vaba tahe.

### **2.4.1 Keskkonnamõju hindamine õigusakti nõudel**

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse §6 lõige 1 loetleb 33 EÜ nõukogu direktiividest 85/337EEC ja 97/11/EC üle võetud olulise keskkonnamõjuga tegevust, mille puhul keskkonnamõju hindamine on kohustuslik. Enamasti on määratletud ka tegevuse suurus (läviväärtus), millest alates võib tekkida oluline keskkonnamõju. Meie seaduse nõuded mitme veekogu ennast või selle vett oluliselt mõjutava tegevuse kohta on direktiivi 85/337EEC omadest rangemad. Keskkonnamõju kohustusliku hindamise nõue laieneb kõigi nende sadamate ja maismaaga ühendatud kaide ehitamisele, mis*



teenindavad üle 1350 tonnise veeväljasurvega laevu. Süvendamis- ja kaadamistöõde maht, millest alates nõutakse keskkonnamõju hindamist, on riigile kuuluvatel veekogudel 10 000 m<sup>3</sup> ning siseveekogudel 500 m<sup>3</sup>. Keskkonnamõju hindamine on kohustuslik kõigi paisude, tammide ja veehoidlate rajamisel või rekonstrueerimisel avalikele veekogudele ning siis, kui kavandatakse veehaaret, millest ammutatakse üle 200 000 m<sup>3</sup> põhjavett aastas.

Kui kavandatav tegevus on kohustuslikus korras hinnatavate tegevuste nimekirjas, siis on vaikumisi eeldatud, et ajast ja kohast sõltumata kaasneb sellega oluline keskkonnamõju. Kuidas sellise üldistava järelduseni jõuti, ei ole igal konkreetsel juhtumil enam oluline ning seda pole ka võimalik jälgida. Välistada ei saa ka võimalust, et olulist keskkonnamõju ei ilmnegi. Siiski piisab selles nimekirjas olemisest keskkonnamõju hindamise algatamiseks.

Otsuse langetab otsustaja (s.o võimuesindaja, kelle pädevuses on tegevusloa väljaandmine) ja see otsus on arendajale kohustuslik. Peale Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse nimekirja võib teatud tegevuse keskkonnamõju hindamise nõue leiduda mõnes strateegilises planeerimisdokumendis.

#### **2.4.2 Mõju olulisuse eelhindamine**

Ametlikud nimekirjad ei saa hõlmata kõiki juhtumeid, mille puhul oleks keskkonnamõju vaja hinnata. Seetõttu ei saa sellest, et mingi tegevus nimekirjades puudub, järeldada olulise keskkonnamõju puudumist ning keskkonnamõju hindamise mittevajalikkust. Sellistel juhtumitel tuleb otsustada keskkonnamõju hindamise vajalikkuse või mittevajalikkuse kohta nn eelhindamise alusel (vt ka *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse §6 lõiget 2*).█

Eelhindamine peab andma vastuse küsimusele, kas kavandatava tegevusega võib kaasneda oluline negatiivne mõju ning kui tõenäoline on selle mõju ilmnemine. Eelhindamist võib lugeda keskkonnariski esmaseks hindamiseks. Sageli ei saa välistada võimalust, et kavandatav tegevus põhjustab tõsist kaudset negatiivset mõju. Kui aga sellise mõju ilmnemise tõenäosus on kaduvväike, tuleb risk hinnata

väikeseks ning keskkonnamõju hindamist mittevajalikuks.

Võimaliku mõju tõsiduse üle otsustamisel tuleks silmas pidada mõjuallikaid, mõjutatavat keskkonda ning mõju iseloomu. Mõjuallikas avaldab keskkonnale otsesest mõju kas füüsikaliste (nt vooluvee tõkestamine), keemiliste (veekogusse lastud kemikaalid) või bioloogiliste tegurite (nt haigusttekitavad mikroorganismid) kaudu. Kemikaalide puhul on oluline nende toksilisus ja ökotoksilisus.

Keskkonnaministri 21.08.2001.a määruses nr 44 *Veekeskkonnale ohtlike ainete nimistud 1 ning 2* on loetelu ohtlikest aineist, mille vettessattumist tuleb vältida või piirata. Eelhindamisel on nendel loeteludel vaid abistav funktsioon. Nii nagu ei saa olla ammendavat nimekirja tegevustest, mille korral keskkonnamõju hindama peab, ei saa sellist olla ka veekogudele ohtlike ainete kohta. Mis tahes aine võib teatud tingimustes põhjustada kahjulikku mõju (reostust). Mõju suurus sõltub muidugi mõjuallika võimsusest. Peale kavandatava tegevuse arvatava mõju tuleb arvestada ka võimaliku avariolukorraga kaasnevat riski.

Teavet kavandatava tegevusega kaasnevate mõjuallikate kohta saab otsustaja arendajalt. Teave hõlmab tegevuse ja tehnoloogia, loodusvarade kasutamise ning jäätme- ja energiamahukuse kirjeldust.

Keskkonnamõju tõsidus sõltub peale mõjutegurite ka mõjutatava keskkonna tundlikkusest, mis oleneb nii looduslikest tingimustest kui ka keskkonnakasutusviisist. Kõrgendatud tundlikkusega alad on osaliselt kirjas õigusaktides. Nt keskkonnaministri 16.11.98.a määrus nr 65 *Heitveesuublana kasutatavate veekogude või nende osade nimekirja reostustundlikkuse järgi kinnitamine* liigitab heitveesuublana kasutatavad veekogud reostustundlikkuse alusel. Ka see, et pinnaveeveekogu või selle elustik on arvatud kaitstavate loodusobjektide hulka, näitab nende tähtsust ning võimaliku keskkonnamõju tõsidust.

Mõju tõsiduse hindamisel võib abiks olla järgmiste tegurite arvestamine:

- suurus;
- ruumiline ulatus;
- ajalised karakteristikud (kestus, kestvus);
- tähtsus.

Mõju suurus iseloomustab seda, kui palju keskkonnaomadused, nt põhjaveetase, veebilanss, vooluhulk, vee kvaliteedinäitajad (heljumisisaldus, lahustunud ained ja nende kontsentratsioon) muutuvad. Veekogude kui ökosüsteemide käsitlemisel tuleb arvestada ka nende hüdrobioloogilisi näitajaid. Mida suurem on muutus, seda olulisem on mõju. Mõju suuruse hindamisel tuleb arvestada ka muid lähikonnas toimuvaid tegevusi (koosmõju). Tuleb aga silmas pidada, et mõju suuruses peitub ka teatav hinnang – esiteks peitub see juba parameetrite valikus (valitakse parameetrid, mida peetakse oluliseks), teiseks võivad parameetrid olla erineva tähtsusega.

Mõju ruumilise ulatuse all mõistetakse mõjutatava ala (ruumi) suurust. Mida suuremat ruumi mõjutatakse, seda olulisem on mõju. Teataval juhul võib ruumilise ulatuse all mõista ka mõjutatavate objektide (nt teatava piirkonna järvede) hulka.

Mõju kestus ja kestvus on mõju olulisuse ajaline mõõde. Mõju võib olla lühiajaline (nt ehitusajaga piirduv), korduv (nt sadama rajamisega kaasnevad süvendustööd) või kestav (nt põhjaveetaseme tõus pärast kaevanduse sulgemist). Tähtis on ka see, kas mõju on pöördumatu või on võimalik varasema olukorra taastumine. Teatavad mõjud ilmnevad ainult neid põhjustava tegevuse ajal, mõni teine võib aga kesta pärast mõjuallika kadumist. Nt süvendamine põhjustab vee heljumisisalduse suurenemist peamiselt süvendamise ajal, põhjataimestiku kahjustused võivad aga püsida aasta või kauemgi. Kestev ja pöördumatu mõju on olulisem kui lühiajaline ja pöörduv (või pööratav).

Mõju tähtsus tuleneb mõjutatavale objektile omistatavast väärtusest. Inimesed väärtustavad tervist ilmselt rohkem kui kalapopulatsiooni seisundit. Väärtushinnang võib olla erinev ka erilise tähtsusega objektide (nt kaitsealuste

liigide) või piirkondade (väärtuslike veekogude) kohta. Mõju tähtsuse hinnang võib olla seotud mõõdetavate näitajate läviväärtustega, mis võivad omakorda põhineda õigusaktidega kehtestatud normatiividel (nt väike muutus, mis viib vee kvaliteedinäitajale kehtestatud piiri ületamiseni, on olulisem kui allapoole piirväärtust jääv suurem muutus), olla teaduspõhised (nt sulfaatide sisalduse tõus üle 50 mg/l suurendab järsult väävelvesiniku tekke tõenäosust) või tuleneda üldsuse suhtumisest.

Mõju tähtsus võib olla kaudsete mõjude summaarne väljendus. Nt ei pruugi veetaseme meetrine langus järskude kallastega sügava järve korral olla kuigi tähtis, sest sellega ei kaasne märgatavaid muutusi ökosüsteemis. Seevastu sama suur veetaseme alanemine laugete kallastega madalas järves võib esile kutsuda põhjataimestiku vohamise ja järve kiire kinnikasvamise. Kuigi otsene mõju (veetaseme meetrine langus) on mõlema järve puhul ühesuurune, ei ole ta tähtsus ühesugune. Kaudseid mõjusid võib detailsemalt analüüsida, käsitledes neid mõjuaheladena. Keskkonnamõju hindamise hilisematel etappidel on see kindlasti vajalik.

Eeldatava keskkonnamõju olulisust võib hinnata ka analoogiliste tegevustega saadud kogemuse põhjal. Mida sarnasemad on tegevus ja keskkonnatingimused, seda paremini on selline ülekandmine põhjendatud.

Keskkonnamõju eelhindamise kohustus lasub seaduse kohaselt otsustajal, kes peab oma otsust ka põhjendama (vt 2.1). Kuna otsus tuleb mõnikord teha mõne nädala jooksul (vt 2.1 ja 2.2) ei saa see tugineda aegavõtval analüüsil. Siis on ilmselt arukas järgida ettevaatuspõhimõtet: negatiivseid tagajärgi vältivaid abinõusid tuleb rakendada ka siis, kui nende tekkimine ei ole kindel. Kahtlemata eeldab see eelhindaja kompetentsust. Otsustaja võib muidugi asjatundjatega, eelkõige teadusasutustega, nõu pidada.

Kui eelhinnangu põhjal tehakse otsus, et olulist keskkonnamõju (keskkonnariski) projektiga ei kaasne, võib see käivituda keskkonnamõju hindamata, loomulikult

arvestades kehtivaid keskkonnanormatiive. Kui langetatakse otsus, et kavandataval tegevusel on oluline potentsiaalne keskkonnamõju (keskkonnarisk), algatatakse keskkonnamõju hindamine.

### **2.4.3 Üldsuse surve**

Kui kavandatav tegevus (projekt) kutsub üldsuses ja huvigruppides esile vastakaid arvamusi, peetakse keskkonnamõju hindamist õigeks ka siis, kui asjatundjate eelhinnangu põhjal projektiga olulist keskkonnamõju ei kaasne. Sisulist vastuolu asjatundjate ja üldsuse hinnangus ei teki, kui keskkonnamõju olulisuse üks mõõde – mõju tähtsus – sisaldab ka üldsuse suhtumist. Sellise käsitluse korral on üldsuse hinnang üks mõju olulisust määravaid tegureid. Eestis ei anna *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus* otsustajale alust algatada keskkonnamõju hindamist pelgalt üldsuse surve.

### **2.4.4 Keskkonnamõju vabatahtlik hindamine**

Arendaja võib alati algatada keskkonnamõju hindamise. Reaalselt võib see toimuda peamiselt kahel põhjusel:

- projekteerimise ajal vabatahtlikult algatatud keskkonnamõju hindamine võib aega kokku hoida, kui on põhjust arvata, et seda peab tegevusloa taotlemisel niikuinii tegema;
- keskkonnamõju hindamist võib nõuda kavandatava tegevuse finantseerija, kes soovib vähendada laenuga seotud riski. Loomulikult ei tarvitse arendaja seda nõuet järgida, kuid siis peab ta sellest rahastajast loobuma.

## **2.5 Keskkonnamõju hindamise kavandamine**

Kavandamisetapis tehakse kindlaks, mida keskkonnamõju hindamisel käsitlema hakatakse ning kes selles osalevad. Kavandamine koosneb viiest üksteisega seotud sisulisest osast (vt joonist 2.1).

### 2.5.1 Kavandatava tegevuse eesmärk ning ülesanne

Kavandatava tegevuse eesmärgi formuleerib arendaja. Vajaduse korral tuleb seda täpsustada. Kui eesmärk ei ole selgelt ja ühemõtteliselt määratletud, pole ka võimalik selle saavutamise teid adekvaatselt käsitleda. Arendaja, otsustaja ja huvipoolte seisukohad kavandatava tegevuse eesmärgi suhtes ei tarvitse täiel määral kattuda.

*Näide. Saaremaa süvasadama kavandamisel lähtus nt osa huvipooli sellest, et sadamale tuleb leida kõige sobivam asukoht. Arendaja esindaja pidas aga eesmärgiks sadama ehitamist just Undva lahte ega tahtnud muudest võimalikest asukohtadest kuulda.*

Eesmärki aitab täpsustada küsimus: millist vajadust on kavandatav tegevus määratud rahuldama. Süvasadama puhul oleks vastus ilmselt olnud: Saaremaa arenguks on vaja luua suurte laevadega laevaühendusvõimalus.

### 2.5.2 Huvipoolte määratlemine

Huvigruppide määratlemine on osa avalikustamisest. Kavandatava tegevuse ja selle alternatiivide mõju võib olla oluline nii füüsilistele kui ka juriidilistele isikutele. Mõju võib väljenduda otseses ohus inimeste tervisele ja heaolule (nt veekogu kasutamise piiramine). Huvid võivad tuleneda ka väärtushinnangutest, mis võivad olla seotud elukutsega (nt hüdrobioloogid, kutselised kalurid) või kuulumisega mingisse huviorganisatsiooni (nt harrastuskalastajd ja linnuvaatlejad). On olemas ka otseselt keskkonnakaitsele pühendunud kodanikeühendusi (valitsusväliseid organisatsioone), nagu Eesti Looduskaitse Selts, Eestimaa Looduse Fond ja Eesti Roheline Liikumine. Keskkonnaorganisatsioonidega võib ühendust pidada neid ühendavate katusorganisatsioonide (nt Keskkonnaorganisatsioonide Koja – [www.rohelised.org](http://www.rohelised.org)) kaudu. Ulatuslikuma ülevaate võimalikest sihtgruppidest võib saada Kesk- ja Ida-Euroopa Regionaalse Keskkonnakeskuse andmebaasist

([www.recestonia.ee/keskorg](http://www.recestonia.ee/keskorg)) ning mittetulundusühingute ja sihtasutuste andmebaasist ([www.ngonet.ee](http://www.ngonet.ee)). Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus loetleb kuus menetlusosalist, kellele otsustaja peab teatama keskkonnamõju hindamise programmi väljapanekust ja avalikust arutelust (vt 2.1 ja 2.3.1).

Huvigruppidele, eriti kavandatava tegevuse mõjuga erialaselt seotud isikutelt (sh teadusasutustest), võib saada olulist teavet ning need isikud võivad anda suure panuse nii alternatiivide esitamisse kui ka valdkonna määratlemisse. Veekogude uurimisega tegelevad Eesti Maaülikool (sisevete hüdrobioloogia, ihtüoloogia), Tartu Ülikooli geograafia instituut (sisevete hüdroloogia, hüdrokeemia, ökoloogia) ja mereinstituut (merebioloogia), Tallinna Tehnikaülikooli meresüsteemide instituut (mehüdroloogia) ja keskkonnatehnika instituut (sisevete hüdroloogia ja hüdrokeemia), Eesti Mereakadeemia (kalandus) ja Tallinna Ülikooli ökoloogia instituut ning loodusteaduste osakond (limnoloogia, merebioloogia).

### **2.5.3 Alternatiivide määratlemine**

Kui kavandatava tegevuse eesmärk (vajadus) on selge, on võimalik määratleda selle saavutamise võimalikud viisid ehk alternatiivlahendused. Nende formuleerimisel tuleb jälgida, et ükski põhimõtteliselt võimalik lahendus ei jääks kahe silma vahele. Kindlasti ei tohiks tekkida olukorda, kus keskkonnamõju hindamise aruande lõpus väidetakse, et ilmselt on kõige parem lahendus see, mida töös ei käsitletud. Alternatiivid võivad erineda asukoha, suuruse, tehnoloogia vm poolest.

Alternatiivid esitatakse tavaliselt kahes etapis. Kõigepealt püütakse formuleerida kõiki mõeldavaid alternatiive. Seda võidakse teha nii ühisaruteludel (nt ajurünnakutel), ekspertide individuaalse töö korras kui ka üldsuse poolt pakutu läbiarutamise teel. Esialguses alternatiivikogumis on kindlasti ka selliseid variante, mis lähemal vaatlusel osutuvad ebareaalseks, ning sellest on vaja valida töösse jäävad alternatiivid. See toimub järgmiste kriteeriumide alusel:

- vastavus õigusaktidega kehtestatud nõuetele;
- tehniline teostatavus;
- maksumus.

Õigusaktiga vastuolus olev alternatiiv ei saa olla reaalne, kui just ei ole oodata õigusakti muutmist. Reaalne ei saa olla ka tehniliselt teostamatu alternatiiv (küll on mõeldav innovatiivset tehnilist lahendust toetav alternatiiv). Ära langevad ka ebamõistlikult kallid alternatiivid, kuigi piir ebamõistliku ning reaalse maksumuse vahel ei pruugi alati selge olla. Alternatiiv võidakse kõrvale jätta, kui osapooled üksmeelselt tõdevad, et see põhjustaks täiesti vastuvõetamatu keskkonnamõju.

Ebareaalsed alternatiivid tuleb kõrvaldada juba keskkonnamõju hindamise kavandamise ajal. On võimalik, et vahepeal muutunud asjaolude tõttu muutub mõni alternatiiv ebareaalseks hindamise ajal või selle lõpus. Siis on õige ka see edaspidisest käsitlesest kõrvaldada. Kõrvalejäetud alternatiivid ja nende väljajätmise põhjused tuleb dokumenteerida, et hilisematele võimalikele järelepärimistele saaks anda asjakohaseid vastuseid.

Vaatluse alla jäetud alternatiivid peaksid hõlmama kõiki soovitud eesmärgi saavutamise reaalseid lahendusi. Alternatiivide hulk ei ole piiratud, kuid suur hulk teeb tehniliselt tülikaks nende võrdleva analüüsi ning asjast tervikpildi saamise. Seetõttu tuleks alternatiividena käsitleda eelkõige oluliselt erinevaid lahendusi. Olulisuse mõõt sõltub loomulikult olukorrast. Veidi erinevaid lahendusi on sageli otstarbekas käsitleda alternatiivi allvariantidena. Alternatiivide miinimumarv on kaks: projekti elluviimine ning sellest loobumine (nn nullvariant).

Vältida tuleb olukordi, kus alternatiividena esitatakse sisuliselt ainult kavandatava tegevuse modifikatsioone, ning ettevõtja soovitud variandi kõrvale ilmselt halvemate variantide teadlikku esitamist. Siis taganetakse keskkonnamõju hindamise tegelikust eesmärgist ning asutakse õigustama ettevõtja soovitud varianti.



## 2.5.4 Käsitusala piiritlemine ning eksperdigrupi moodustamine

Käsitusala piiritlemine peab kaasa aitama sellele, et keskkonnamõju hindamisel tegeldaks kõigi oluliste mõjudega, aga ainult nendega, mis on tõepoolest olulised. Piiri tõmbamine olulise ja ebaolulise vahele on alati problemaatiline – ikka leidub keegi, kes tahab veel midagi uurida ja arvesse võtta. Seetõttu tuleb kavandamise ajal püüda jõuda kõigi osapooltega üksmeelele selles, milliseid mõjusid oluliseks pidada. Olulisuse käsitlemisel lähtutakse samast põhimõttest kui eelhindamise korral (vt 2.4.2), tehes seda aga süstemaatilisemalt, hõlmates kõiki võimalikke olulisi mõjusid. Keskkonnamõju hindamise käsitusala piiritlemine on tegevus, milles osalevad arendaja, eksperdid, võimuesindajad, huvitatud pooled ja üldsus. See peaks toimuma koosolekutel ja nõupidamistel saavutatud kokkulepete põhjal.

Alustada tuleb kavandatava tegevuse ja selle alternatiivide esmaste mõjuallikate ning nende tekitatavate mõjude eristamisest. Tegevuse esmane mõju avaldub otsesest tagajärgedes, mis tavaliselt ilmnevad tegevusega ühel ajal ning samas kohas. Esmase mõju võib olla nt veetaseme muutmine ja kalade liikumise piiramine paisuga, suubla vee keemiliste omaduste muutmine heitvee mõjul jne. Esmase keskkonnamõju määratlemise hõlbustamiseks on koostatud tüüpolukordade kirjeldusi (tabel 2.1). Arvestada tuleb nii ehitusaegseid, objekti normaalse toimimisega kaasnevaid kui ka hädaolukordadega seotud mõjusid ning käsitleda nii soovimatuid kui ka positiivseid mõjusid.

Tabel 2.1. Veekogude mõjutamise otsesed tagajärjed (Morris jt., 2001 põhjal)

<b>Tegevus</b>	<b>Mõju</b>
Voolusängi muutmine (süvendamine, laiendamine, õgvendamine)	Vee-elustiku hävimine, erosiooni ning vee heljumisisalduse suurenemine, veetaseme muutumine
Kallaste kindlustamine	Voolu kiiruse ja suuna muutumine
Põhjataimestiku eemaldamine	Taimekoosluse muutumine, voolukiiruse suurenemine, loomade elukeskkonna hävitamine, veekogu välisilme muutumine
Kuivendus, äravooluvõrgu muutmine, vee siirdamine ühest valglast teise	Äravoolu vähenemine toitealadelt (aurumiskadu avasängidest)

Lammialade kasutussevõtt (põllumajandus, asulad) ning kaitsetammide ehitamine	Veerežiimi muutumine, üleujutusohu suurenemine teistel jõelõikudel
Maapinna sillutamine	Üleujutusohu suurenemine üles- ja allavoolu. Põhjavee toitumise halvenemine ning miinimumvooluhulga muutumine
Vee paisutamine	Maismaakoosluste hävimine üleujutatud aladel. Voolurežiimi ja vee hapnikusisalduse muutumine. Kalade rändeteede tõkestamine. Põhjaveevarude uuenemistingimuste ja liikumissuuna muutumine. Virgestusväärtuse muutumine.
Põhjaveevõtt	Depressioonilehtri tekkimine. Maapinna niiskusrežiimi muutumine.
Kuivendus, niisutus-, tööstus- ja joogivee võtt	Veetaseme muutumine. Märgalade kuivenemine. Vooluhulga vähenemine.
Heitvee juhtimine veekogusse	Heljumisisalduse suurenemine. Hüdrokeemiliste ja mikrobioloogiliste omaduste muutumine.

Peale otsese (esmise) olulise mõju tuleb määratleda ka eeldatav oluline kaudne mõju. Tegevuse kaudne mõju kujuneb keskkonnaosavaheliste põhjus-tagajärg seoseahelate kaudu. Need võivad avalduda vahetust tegevuskohast eemal ning mõju võib välja kujuneda alles pikema aja jooksul.

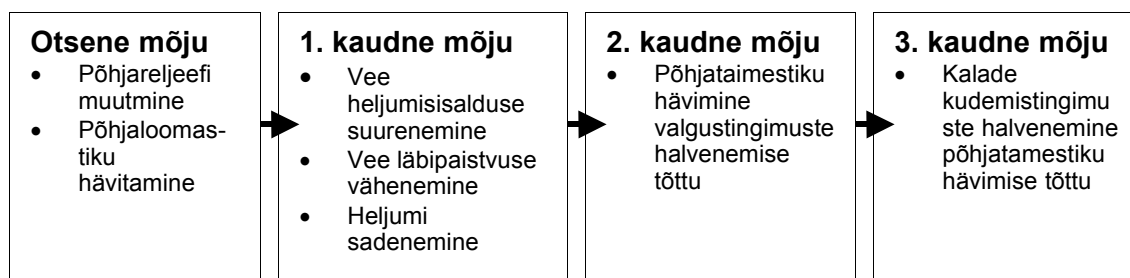
Keskkonnamõju hindamisel on kaudse mõju arvestamine pikka aega probleeme tekitanud. Kaudse mõju arvestamist on järjekindlalt rõhutatud, kuid sellele pühendatud ulatuslik uuring (Sparr, 1999) näitas, et seda tehakse väga vähe. Kaudse mõju määratlemise kergendamiseks on püütud teatud tegevuste jaoks koostada tüüpiliste kaudsete mõjude kirjeldusi (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Veekogude kaudse mõjutamise tagajärjed (Morris jt., 2001 põhjal)

Tegevus	Võimalik mõju
Teedeehitus	Vee äravoolutingimuste muutumine. Intensiivsem äravool sillutatud pindadelt suurendab erosiooniohtu. Sõidukite tekitatud tolmu vettesattumine. Orgaaniliste reoainete (õlid, bituumen, kummi) vettepääsemine liiklusvahenditest. Lumetõrjekemikaalide vettesattumine. Vee reostumine kemikaalidega ohtlike veostega toimunud õnnetusjuhtumite korral.

Linnaehitus	Pindmise äravoolu tingimuste ja põhjaveevaru täienemise muutumine vettpidava sillutise tõttu. Põhjavee taseme ja voolamistingimuste muutumine. Põhjavee reostumine. Vee-kogude (suublate) vee omaduste muutumine heitvee mõjul.
Tööstusehitis	Sama, mis eelmine
Maavarade kaevandamine	Põhjavee taseme ja vooluvete režiimi muutmine. Vooluvete heljumisisalduse suurenemine. Masinates kasutatavate õlidega seotud reostusohu.
Prügilaste rajamine	Pindmise äravoolu suurenemine kuhjealalt. Põhjaveevaru täienemise vähenemine veekindla katendi tõttu. Põhja- või pinnavee reostamise oht prügilanõrgveega.
Metsaraie	Evapotranspiratsiooni ja infiltratsioonikiiruse muutumine. Erosiooni intensiivistumine pindmise äravoolu suurenemise tõttu.
Maaviljelus ja loomakasvatuse	Veerežiimi muutumine kuivenduse ja niisutuse mõjul. Väetiste ja pestitsiidide vettasendumine. Silomahla ja virtsa pääsemine veekogudesse.

Lihtne abivahend kaudse keskkonnamõju (sh kumulatiivse mõju) määramiseks on mõjuahela või -võrgu koostamine. Lihtne mõjuahel on kujutatud joonisel 2.2. Põhjalikumaks käsitlemiseks võib kasutada nt sündmuspuu meetodit. Valdkond on täielikult määratletud siis, kui on kindlaks tehtud kõik eeldatavalt olulised otsesed mõjud ning oluliste kaudsete mõjudeni viivad mõjuahelad (või mõjuvõrk, kui mõjuahelad ühinevad).



Joonis 2.2. Veekogu süvendamise otsene ning kaudne keskkonnamõju

Mõjuahela koostamine annab võimaluse küsimuste püstitamiseks, millele on vaja keskkonnamõju hindamisel vastused leida, ning mis kokkuvõttes võimaldavad prognoosida oluliste kaudsete mõjude suurust. Joonisel 2.2 kujutatud mõjuahela põhjal sõnastatud küsimused on tabelis 2.3.

Tabel 2.3. Keskkonnamõju hindamise kavandamismaatriks

<b>Mõju</b>	<b>Küsimused</b>	<b>Ekspert</b>
Põhjaloostastiku hävitamine süvenduskohas	Milline on süvenduskoha põhjaloomastik? Kui suurel alal põhjaloomastik hävib? Millises ulatuses ja kui kiiresti põhjaloomastik taastub?	Merebioloog (zooloog)
Vee heljumisisalduse suurenemine (heljumipilve tekkimine ja omadused)	Kui palju heljumit vette satub ning milline on selle koostis?	Meregeoloog
Heljumipilve liikumine ja heljumi sadenemine	Kuhu heljumipilv liigub? Kuhu ja kui palju heljumit sadeneb?	Merefüüsik
Heljumipilve teele jääva põhjataimestiku kahjustumine	Milline on põhjataimestik heljumi eeldataval liikumis- ja sadenemisalal? Millist kahju tekitab põhjataimestikule vee läbipaistvuse vähenemine ja taimedele sadenenud heljum? Kui kiiresti hävinenud põhjataimestik taastub?	Merebioloog (botaanik)
Kalade kudemistingimuste halvenemine ja kalavarude kahjustamine	Kui palju halvendab eeldatav põhjataimestiku kahjustamine kalade kudemistingimusi ja milline on selle mõju kalavarudele?	Ihtüoloog

Püstitatud küsimused omakorda määravad eksperdigrupi koosseisu – see peab koosnema asjatundjatest, kes on pädevad küsimustele vastama ning neid omavahel seostama. Siit järeldub, et eksperdigrupi lõplik koosseis selgub alles käsitusala määratlemise tulemusena. Selline lähenemisviis võimaldab koostada eksperdigrupi, kellel on kollektiivne pädevus selgitatava keskkonnamõju hindamiseks ning kes on võimeline oma liikmete vahel põhjendatult ülesandeid jaotama. Iga ekspert peab tegelema oma valdkonnaga, grupi tegevus olgu aga koordineeritud nii, et oleks võimalik eri keskkonnaosades toimuvaid protsesse ja muutusi siduda mõjuahelateks ja -võrkudeks ning kirjeldada mõju levimist esmastest kuni oluliste kaudsete mõjudeni (vt tabel 2.3). See tähendab, et

eksperdigrupp on üldreeglina interdistsiplinaarne. See võimaldab muudel asjaosalistel (arendaja, otsustaja, huvigrupp) hinnata eksperdigrupi koostamise põhjendatust ja grupi pädevust.

Mõju, eriti kaudse mõju määratlemiseks peab olema teavet eeldatava mõjuala kohta. Kuigi taustkeskkonna detailsem kirjeldamine on ette nähtud alles järgmises keskkonnamõju hindamise etapis, tuleb olulisem informatsioon eeldatavalt mõjutatava ala kohta koguda juba varem (joonisel 2.1 kujutab seda kahesuunaline nool kavandamis- ja taustkeskkonda käsitleva etapi vahel). Käsitletava ala ulatus tuleneb vaatluse alla võetud mõjudest. See on oluline keskkonnamõju hindamise järgmise sammu – taustkeskkonna iseloomustamise jaoks. Veekogudele puhul võib käsitusala ruumiline piiritlemine olla kavandamisfaasis ligikaudne. Näiteks võib vooluvete või hoovustega liikuva aine puhul alles keskkonnamõju hindamisel tehtud modelleerimisel selguda, kui kaugele nende kontsentratsiooni suurenemine ulatub.

Keskkonnamõju hindamise käsitusala määratlemine on tegevus, milles osalevad arendaja, eksperdid, otsustaja, huvitatud pooled ja üldsus. See peaks toimuma koosolekutel ja nõupidamistel saavutatavate kokkulepete põhjal. Formaalselt tagavad seda *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses* sätestatud keskkonnamõju hindamise programmi avalikustamise, avaliku arutelu ja heakskiitmise nõuded, mida võib lugeda miinimumnõueteks (vt 2.1).

Eksperdigrupi koostamise ajal tuleb otsustada, milliseid meetodeid kasutatakse eeldatava olulise keskkonnamõju prognoosimiseks. Meetodi valimisel tuleks alustada vastuste leidmisega järgmistele küsimustele:

- kas mõju hindamiseks on võimalik kasutada objektiivseid kvantitatiivseid meetodeid või tuleb ühe või mitme mõju puhul piirduda subjektiivsete (kvalitatiivsete) hinnangutega?
- kas on lähteandmeid keskkonnamõju hindamiseks sobivate prognoosimudelite rakendamiseks?

Viimasele küsimusele võib kavandamisfaasis olla raske lõplikku vastust leida, sest lähteandmete ammendav analüüs seisab tausta kirjeldamise etapis alles ees.

Põhjalik kavandamine, mida nõuab *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus*, peaks tagama, et keskkonnamõju hindamise programm muutub senisest enamasti formaalsest dokumendist sisuliseks töökavaks ning kavandamine tervikuna omandab endisest suurema tähtsuse. Kavandamise lõpuks peaks olema kõigil asjaosalistel ettekujutus, milliste mõjude hindamisega teatava keskkonnamõju hindamise ajal tegelema hakatakse, ning milliseid prognoosimeetodeid hakatakse kasutama. Peab olema võimalik veenduda, et hindajad on selleks tööks piisavalt pädevad. See peaks vältima väga erinevate mõjude hindamist üheainsa eksperdi poolt või selliste eksperdigruppide moodustamist, milles pole mõne olulise keskkonnamõju valdkonnas asjatundjat. Oluline on, et keskkonnamõju hindamise kavandamiseks planeeritaks piisavalt aega.

Kavandamine lõpeb formaalselt keskkonnamõju hindamise programmi heakskiitmisega ning seadus ei näe ette võimalust programmi muutmiseks, hiljem võib muuta vaid ajakava. Seega lähtutakse eeldusest, et kavandamisfaasis tehakse adekvaatselt kindlaks kõik olulised mõjud ja mõjuahelad ning et kavasse ei ole võetud mittevajalikke töid. Põhimõtteliselt on siiski võimalik, et objektiivsetel või subjektiivsetel põhjustel on mõistlik programmi (käsitusala) muuta. On võimalik, et töö käigus saadakse uut informatsiooni (nt uutest teaduspublikatsioonidest), mis näitavad, et mõni oluline mõju on jäänud arvesse võtmata, või vastupidi – näitavad, et oluliseks peetud mõju oli ülehinnatud. Täielikult ei saa välistada ka võimalust, et olemasoleva informatsiooni analüüsimisel tehti käsitusala määramisel mõni viga, mis tuleb ilmsiks edasise töö käigus. Selliste asjaolude ilmnemisel tuleb teha ettepanek tegevuskava korrigeerimiseks ning mitte jätkata ebaasjakohase programmi järgimist. Kui järelevalvaja ega arendaja sellega ei nõustu, tuleb eksperdil jätkata heakskiidetud programmi alusel, kuid täiendavad asjaolud ning nende võimalik mõju keskkonnamõju hindamise järeldustele peavad aruandes olema näidatud.

## **2.6 Taustkeskkonna kirjeldamine**

### **2.6.1 Eesmärk**

Taustkeskkonna kirjeldamine teenib kolme eesmärki ning annab:

- aluse kavandatava tegevuse ja selle alternatiividega kaasnevate mõjude identifitseerimiseks ning eriti tähtsate või tundlike alade ja objektide (nt kaitsealuste taimeliikide kasvukohtade, veelindude pesitsuspaikade ja puhkealade, kalade kudemisalade ja rändeteede) väljaselgitamiseks;
- ülevaate kavandatava tegevusega mõjutatava ala seisundist enne tegevuse algust;
- lähteandmed kavandatava tegevuse ja selle alternatiivide eeldatava keskkonnamõju prognoosimiseks.

Informatsiooni keskkonnatingimuste kohta kavandatava tegevuse asukohas peab arendaja esitama juba tegevusloa taotlemisel. Kui keskkonnamõju hindamine algatakse eelhindamise alusel, võib selle tegemiseks olla vaja täiendavat teavet keskkonnatingimuste kohta. Igal juhul tuleb põhiline teave taustkeskkonna kohta hankida kavandamise ajal, sest ilma selleta ei ole võimalik määratleda kõiki eeldatavaid olulisi keskkonnamõjusid.

### **2.6.2 Parameetrite valik**

Taustkeskkonna kirjeldus ei pea olema entsüklopeediline ülevaade. Ta peab kontsentreerima ettevõtetud keskkonnamõju hindamise jaoks olulistele keskkonnaosadele ja nende olulistele omadustele – nendele, mida kavandatav tegevus ja selle alternatiivid mõjutada võivad või mis on vajalikud kavandatava tegevuse (ja alternatiivide) otsese ja kaudse keskkonnamõju prognoosimiseks ning mõjude hindamiseks. Tegurid valitakse eelmistes etappides toimunud võimalike mõjude identifitseerimise ja käsitletavate valdkondade kindlaksmääramise põhjal. Et keskkonnamõju hindamisel hõlmab keskkond peale looduskeskkonna ka sotsiaal-majanduslikku ja kultuurilist keskkonda, tuleb

taustkeskkonna kirjelduses vajaduse korral käsitleda ka neid.

Veekogude tausttingimusi kirjeldavad tegurid võib jagada nelja põhigruppi:

- morfomeetrilised tegurid;
- vee hulka ja liikumist kirjeldavad tegurid;
- vee koostist kirjeldavad (füüsikalised-keemilised ja mikrobioloogilised) tegurid;
- kooslusi ja veeökosüsteemi kirjeldavad tegurid.

Muutujate hulga kasvades on nende põhjal üha raskem tervikpilti saada. Seetõttu koostatakse neist koondnäitajad. See võimaldab anda paremat ülevaadet uuritavast piirkonnast ning kirjeldada kujukamalt ning otsustajale ja üldsusele mõistetavamalt arvukaid muudatusi, mida kavandatav tegevus ja selle alternatiivid võiksid keskkonnas põhjustada. Sellised üldistavad näitajad on kvaliteediklassid ja kvaliteediindeksid. Nende peamine erinevus seisneb selles, et kvaliteediklassideks jaotamine toimub tavaliselt ühe, nn kriitilise teguri alusel (kvaliteediklassi määrab üks, suhteliselt halvim tegur). Kvaliteediindeks saadakse mitme teguri ühendamise teel teatava algoritmi alusel, kusjuures neile võib omistada erineva kaalu.

Peale üldise iseloomuga kvaliteediindeksite on kasutusel palju piiratuma tähendusega indekseid, mis võimaldavad teatavate omaduste rühma üldistada. Tuntud on liigilist mitmekesisust iseloomustavad indeksid, veekogude troofsustaseme indeksid ning puhverdusvõime indeksid.

Liigilise mitmekesisuse indeksitest on tõenäoliselt tuntuim Shannoni indeks:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \ln p_i,$$

kus  $n$  on liikide arv ning  $p_i$  –  $i$ -nda liigi esinemissagedus.

Troofsusindeksitest on ehk kõige tuntum Carlsoni indeks ( $TSI_{\text{Carlson}}$ ), mida on võimalik arvutada valemitest (indeksi väärtusi on tabelis 2.4):

$$TSI_{\text{Carlson}}(\text{SD}) = 10[6 - (\ln \text{SD}/\ln 2)],$$

$$TSI_{\text{Carlson}}(\text{Chl}) = 10[6 - (2.04 - 0.68 \ln \text{Chl})/\ln 2],$$



$$TSI_{\text{Carlson}}(\text{TP}) = 10 [6 - (\ln 48/\text{TP})/\ln 2],$$

kus SD on Secchi ketta nähtavussügavus m, Chl – vee klorofüll *a* sisaldus mg/m<sup>3</sup> ning TP – vee üldfosforisisaldus mg/m<sup>3</sup>.

Tabel 2.4. Carlsoni troofsusindeksi väärtusi

<b>TSI</b>	<b>SD</b> M	<b>TP</b> mg/m <sup>3</sup>	<b>Chl</b> mg/m <sup>3</sup>
0	64	0,75	0,04
10	32	1,5	0,12
20	16	3	0,34
30	8	6	0,94
40	4	12	2,6
50	2	24	6,4
60	1	48	20
70	0,5	96	56
80	0,25	192	154
90	0,12	384	427
100	0,062	768	1 183

Carlsoni indeksi tugevad küljed on lihtsus ning kontrollitavus teiste tegurite kaudu. Kahjuks on ta kasutatav vaid heledaveeliste järvede puhul, kus fosfor on limiteeriv biogeen, pealegi on arvutamiseks võimalik kasutada ainult suviseid andmeid. Põhimõtteliseks puuduseks tuleb lugeda seda, et fütoplanktoni biomass (väljendatuna klorofüll *a* sisalduse kaudu) mõjutab vee läbipaistvust, st et nad on omavahel otseselt seotud. Eesti tingimuste jaoks on Carlsoni indeksit kohandanud A. Milius (1982).

Eesti järvede jaoks on välja töötatud ka mitu muud hüdroloogilisi, hüdrokeemilisi ja hüdrobioloogilisi tegureid arvestavat troofsusseisundi indeksit. Eesti järvede vastupanuvõimet eutrofeerumist põhjustavatele teguritele võib iseloomustada puhverdusvõime indeksiga (Ott, 1994; Ott jt, 2005):

$$P_u = \ln A \cdot S_{\text{veevahet}} \cdot \text{HCO}_3 \cdot \text{DIKR}/1000,$$

kus A on järve pindala ha ning  $S_{\text{veevahet}}$  – suurus, mille väärtus oleneb veevahetuse sagedusest (korda aastas):

Veevahetusi aastas	< 0,5	0,5–2	2–4	4–10	>10
$S_{\text{veevahet}}$	1	2	3	4	5

$\text{HCO}_3$  – üldaluselisus mg/L ning DIKR – dikromaatne oksüdeeritavus mg/L.

Eesti järvetüüpide ligikaudsed  $P_u$ -väärtused on tabelis 2.5.

Tabel 2.5. Eesti järvetüüpide puhverduisvõimeindeksid (Ott, 1994; Ott jt, 2005)

Järvetüüp	$P_u$
Oligotroofne	1
Pehmeveeline eutroofne	3
Semidüstroofne	4
Pehmeveeline düseutroofne	20
Mesotroofne	30
Alkalitroofne	40
Kalgiveeline eutroofne	50
Hüpertroofne makrofüüdijärv	50
Tüüpiline eutroofne järv	50
Eutroofne makrofüüdijärv	60
Hüpertroofne	70
Kalgiveeline düseutroofne makrofüüdijärv	90
Kalgiveeline düseutroofne	100

Vooluvete seisundi iseloomustamiseks kasutatakse *Average Score Per Taxa* ehk ASPT-indeksit (Armitage *et al.*, 1983). See indeks põhineb põhjaloomastiku perekondade (oligoheetide puhul klassi) reostustundlikkusel, millele omistatakse teatud kaal. Indeks arvutatakse veekogust leitud põhjaloomaperekondade tundlikkuskala summa ning perekondade arvu suhtena.

Lihtsamad indeksid iseloomustavad olemasolevat olukorda võrrelduna mingi kriteeriumiga, nt õigusaktis kehtestatud normatiiviga. Ülevaate keskkonnamõju hindamisel kasutatavatest keskkonnaseisundit iseloomustavatest indeksitest võib leida L.W. Canteri monograafiast (Canter, 1996).

Indeksite kasutamisega kaasneb mõnikord nende sisu ähmastumise oht, kui puudub ülevaade, mida teatav indeks õieti kirjeldab. Nii indeksid kui ka kvaliteediklassifikatsioonid on enamasti piiratud kasutusalaga – rakendatavad teatud veekogude, vahel ka teatud regiooni veekogude puhul (nt Eesti väikejärvede seisundi kirjeldamiseks välja töötatud indeksid). Seetõttu peaks indeksi valimine ja interpreteerimine jääma asjatundja (hüdrobioloog, ökoloog) hooleks. Indeksite formaalne kasutamine võib viia ekslike järeldusteni.

Raskesti mõõdetavate parameetrite iseloomustamiseks kasutatakse indikaatoreid.

Pikka aega on keskkonnatingimusi hinnatud organismide, eriti taimede kaudu (bioindikatsioon). Indikatsioon põhineb sellel, et teatava objekti või selle mõõdetava omaduse (indikaatoritunnuse) alusel saab teha põhjendatud järeldusi teise objekti omaduste (sihttunnuste) kohta. Indikatsiooni kasutamine on põhjendatud, kui sihtobjekti omaduste otsene mõõtmine ei ole mingil põhjusel otstarbekas (nt suurem ajakulu, tehnilised raskused, hind) ning seos indikaatoritunnuse ja sihttunnuse vahel on piisavalt selge.

Veekogude bioindikaatoriteks on pakutud väga erinevaid organisme, alates fütoplanktonist ja lõpetades kaladega. Enamkasutatavad bioindikaatorid on põhjaorganismid, eriti molluskid ja makrovetikad. Indikaatorite abil tehtud järelduste adekvaatseks interpreteerimiseks on vaja silmas pidada indikaatoritunnuse ja sihttunnuse vahelist seost mõjutavaid tegureid.

Vahel kasutatakse mõistet indikaator ka keskkonnaseisundit või seda mõjutavat tegurit iseloomustava muutuja tähenduses. Eesti keskkonnaseires on kasutusel keskkonnaindikaatorisüsteem [<http://www.seiremonitor.ee>], milles eristatakse surveindikaatoreid, seisundi-indikaatoreid, mõjuindikaatoreid ja toimeindikaatoreid.

Euroopa Liidu *Veepoliitika raamdirektiivist* lähtuva valgalapõhise veemajanduse rakendamisel tuleb keskkonnamõju hindamisel tehtavad taustkeskkonnakirjeldused võimalikult ühildada veemajanduskavades kasutatavate tegurite, klassifikatsioonide ning veekogude seisundi hindamisskaaladega.

### **2.6.3 Valgla kirjeldus**

Valglat iseloomustavad:

- pindala ja piirid;
- hüdrograafiline võrk;
- hüdrogeoloogiline ehitus;
- reljeef ja pinnakate;

- taimkate.

Olulisemad tegurid, millest olenevad mingi maa-ala hüdroloogilised tingimused, on sademed ja evapotranspiratsioon. Sademete ja evapotranspiratsiooni vahe iseloomustab vee hulka, mis maasse imbub (infiltreerub). Osa maasse imbunud veest täiendab põhjaveevaru ning osa transpireerub taimede kaudu. Maasseimbumine sõltub suurel määral mulla ja taimkatte omadusest ning reljeefist. Seda vähendavad või tõkestavad tehnogeensed katendid. Kui sademete hulk ületab pinnase infiltratsioonivõime, voolab osa sademeveest pindmise äravooluna maapinda mööda voolu- või seisuveekogudesse. Pindäravool võib põhjustada erosiooni. Sademete ja aurumise vahetõrge määrab põhiliselt valgla veebilansi, mis on oluline valgala iseloomustav tegur.

Pikemas ajavahemikus sõltub sademete ja aurumise suhe kohalikust või piirkondlikust kliimast ning kliimategurite sesoonselt muutlikkusest. Kohalike kliimategurite juhuslik kõikumine võib olla väga suur ning see avaldab suurt mõju mullaniiskusele, põhjaveetasemele ning veetasemele ja vooluhulgale pinnaveekogudes.

Kui kavandatav tegevus võib mõjutada mulla niiskusrežiimi, on olulised tegurid mulla veesisaldus, veemahutavus ja veeläbilaskvus.

#### **2.6.4 Põhjavesi**

Hüdrogeoloogilisest vaatekohast jaguneb pinnas pealmiseks õhustusvööndiks, kus vesi täidab vaid osa pinnasepooridest, ning selle all asuvaks küllastumusvööndiks, milles pinnasepoorid on vett täis. Vett sisaldavat maapõueosa nimetatakse põhjaveekihi e -lademeks. Põhjaveekihi toetuvad vettpidavatele kihtidele (veepidemed). Kahe veepideme vahel olev põhjavesi võib olla survevõimeline. Selline põhjavesi on hästi kaitstud maapinnalt lähtuva reostuse eest.

Mingi territooriumi põhjavett iseloomustavad peamiselt põhjaveetaseme, põhjaveevaru

ja põhjaveebilass. Üks bilansielemente on põhjaveearavool, s.o allikate kaudu pinnaveekogusid toitev veehulk. Veevaesel ajal (nt suvel) oleneb pinnaveekogude veerohkus (nt jõgede miinimumvooluhulk) suuresti põhjaveetoitest.

Vastavalt *Euroopa Liidu Veepoliitika raamdirektiivile* hinnatakse põhjavee seisundit kvantitatiivse ja keemilise seisundi järgi.

Kvantitatiivset seisundit hinnatakse veetaseme püsivuse ning selle mõju järgi maismaa-ökosüsteemidele. Keemilise seisundi hindamisel on olulised kriteeriumid vee keemilise koostise vastavus kehtestatud kvaliteedistandarditele ning põhjavee mõju temaga seotud pinnaveekogudele ja maismaa-ökosüsteemidele.

Põhjavee jaoks on Eestis keskkonnaministri 10. mai 2004.a määrusega nr 47 kehtestatud kvantiteedi- ja kvaliteedinäitajate väärtused, mille alusel määratakse põhjaveekogumi seisundit iseloomustav veeklass, ning 2. aprilli 2004.a määrusega nr 12 põhjavee ohtlike ainete sisalduse piirnormid. Ohtlike ainete nimekiri sisaldab kuut ainegrupp (raskmetallid, muud anorgaanilised ühendid, aromaatsed süsivesinikud, polütsükliised aromaatsed süsivesinikud, klooritud alifaatsed süsivesinikud, klooritud aromaatsed süsivesinikud ning taimekaitsevahendid). Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003.a määrusega nr 1 jaotatakse joogiveeallikana kasutada kavatsetav põhjavesi keemiliste ja mikrobioloogiliste näitajate alusel kolme kvaliteediklassi.

### **2.6.5 Pinnaveekogud**

Pinnaveekogude hulka kuuluvad vooluveekogud (jõed, ojad, kanalid) ning seisuveekogud (järved, veehoidlad, tiigid), mis omakorda jagunevad looduslikeks ja tehiseveekogudeks. *EL Veepoliitika raamdirektiiv* teeb vahet pinnavee ja pinnaveekogude vahel ning liigitab pinnaveekogude hulka ka siirdeveed (s.o jõesuulähedased pinnaveekogud, mille vesi on mere läheduse tõttu osalt soolane, kuid mida mageveevool tunduvalt mõjutab) ning rannikuvee (territoriaalvete ühe meremiili laiune mereala), samal ajal kui pinnavee hulka siirdeveekogu ega

rannikuvett ei arvata.

Vooluveekogude puhul on oluline voolurežiim, veetaseme kõikumine ning tulvavee põhjustatud üleujutused. Tulvaveeks loetakse veetaset, mille esinemissagedus on 1% (esineb üks kord saja aasta jooksul) või kõrgeimat registreeritud veetaset.

Peamised seisuveekogusid iseloomustavad näitajad on pindala, maht, sügavus, veetaseme muutlikkus, valgla suurus ja veebilanss ning veevahetuskiirus. Tehisveekogude korral on oluline ka paisutusrežiim.

Vee kvaliteeti iseloomustavad füüsikalised (temperatuur, läbipaistvus, tihedus), keemilised (hapniku-, biogeeni-, orgaanilise aine ja saasteainesisaldus) ning mikrobioloogilised näitajad, sh patoloogiliste mikroorganismide esinemine.

Lahustunud ainete sisaldust vees iseloomustab sesoonne, paljudel ka ööpäevadünaamika. Tuleb ette ka lühiajalisi ning väikese ulatusega, kuid suuri muutusi, mille tõttu üksikmõõtmiste andmed ei tarvitse olla kuigi esinduslikud. Paljud vees lahustunud ained võivad esineda eri vormis, kusjuures esinemisvormist võib olulisel määral sõltuda nende käitumine.

Veemajanduskavades hinnatakse pinnavee vastavust kvaliteedinõuetele kasutusviisist olenevalt (*Veemajanduskavade koostamise juhend*, ([www.envir.ee/vesi/juhendlyh.pdf](http://www.envir.ee/vesi/juhendlyh.pdf)):

- joogiveehaarded;
- suplusveekogud;
- vee-elustiku elupaigad;
- kalakasvatus;
- veekogu ökoloogiline seisund (looduslähedus);
- pinnaveekogude virgestuskasutus;
- kuivendusvõrkude korrashoid (eelkõige veetase eesvooludes).

Joogiveeallikana kasutatavuse seisukohalt jagatakse (sotsiaalministri 2. jaanuari

2003.a määrus nr 1) pinnaveed neljakümne ühe keemilise ja mikrobioloogilise näitaja alusel kolme kvaliteediklassi (tabel 2.6).

Tabel 2.6. Joogiveeallikana kasutatava pinnavee kvaliteediklassid

Näitaja	1. klass	2. klass	3. klass
Ammoonium mg/L	0,05	1,5	4
Arseen µg/L	50	50	100
Baarium mg/L	0,1	1	1
Boor mg/L	1	1	1
BHT <sub>7</sub> mg/L	≤ 3	≤ 5	≤ 7
Elektrijuhtivus µS·cm <sup>-1</sup>	1000	1000	1000
Elavhõbe µg/L	1	1	1
Fluoriid mg/L	1,5	1,7	1,7
Fenoolid mg/L	0,001	0,005	0,1
Fosfaadid mg/L	0,4	0,7	0,7
Kaadmium µg/L	5	5	5
KHT	30	30	30
Kloroformiga ekstraheeritavad ained mg/L	0,1	0,2	0,5
Kloriidid mg/L	250	250	250
Kroom µg/L	50	50	50
Lahustunud hapnik %*	≥70	≥50	≥30
Süsivesikud mg/L	0,05	0,2	1
Löhn	3	10	20
Lämmastik Kjeldahli meetodil (v.a nitraadid) mg/L	1	2	3
Mangaan µg/L	50	100	1000
Nitraat mg/L	50	50	50
Oksüdeeritavus mg O <sub>2</sub> /L	5	5	5
Pestitsiidid µg/L	1	2,5	5
Pindaktiivsed ained mg/L	0,2	0,2	0,5
Plii µg/L	50	50	50
PAH-d µg/L	0,2	0,2	1,0
Raud mg/L	200	-	-
Seleen µg/L	10	10	10
Sulfaat mg/L	250	250	250
Temperatuur °C	25	25	25
Tsink mg/L	3	5	5
Tsüaniid µg/L	50	50	50
pH	≥6,5 ≤8,5	≥5,5 ≤9,0	≥5,5 ≤9,0
Värvus Pt/Co skaala järgi	20	100	100
<i>Coli</i> -laadsed PMÜ/100mL	20	2000	20000
<i>Clostridium perfringens</i> PMÜ/100mL	10	40	100
Enterokokid PMÜ/100mL	20	1000	10000
<i>Escherichia coli</i> PMÜ/100mL	50	5000	50000
Salmonella PMÜ/5000mL	1	1	1

\* küllastusisaldusest

Supusveeks kasutatavale pinnaveele kehtestatud kvaliteedinormid hõlmavad kahtkümmet üht füüsikalise-keemilist ja kuut mikrobioloogilist näitajat (tabel 2.7).

Tabel 2.7. Suplusvee kvaliteedinormid (Vabariigi Valitsuse 25.07.2000.a määrus nr 247)

Näitaja	Normatiiv
pH	6,0–9,0
Värvus	Ebatavalised muutused puuduvad
Mineraalõlid	Veepinnal puudub õlikile, spetsiifilist lõhna pole
Pindaktiivsed ained mg/L	<0,3
Fenoolid	Spetsiifilise lõhna puudumine
Läbipaistvus m	≥1
O <sub>2</sub> % *	80–120
Veepinna puhtus	Naftasaadusejääke ega mis tahes materjalist heljuvaid esemeid ei tohi olla
NH <sub>4</sub> mg/L	0,1
Üldlämmastik mg/L	3
BHT <sub>7</sub> mgO <sub>2</sub> /L	5
Pestitsiidid mg/L	0,05
Arseen mg/L	0,1
Kaadmium mg/L	0,005
Kroom mg/L	0,5
Plii mg/L	0,05
Elavhõbe mg/L	0,001
Tsüaniid mg/L	0,05
<i>Coli</i> -laadsete bakterite arv 1/100 mL	10 000
Fekaalsete <i>coli</i> -laadseta arv 1/100 mL	2 000
Fekaalsete streptokokkide arv 1/100 mL	100
Salmonellade arv 1/L	0
Enteroviiruste arv 1/10 L	0
Potentsiaalselt toksilised vetikad 1/10 L	100 000

\* küllastussisaldusest

Pinnavete (sisevete) jaotus hüdrokeemiliste näitajate alusel kvaliteediklassidesse ning neile vastavad kvaliteedinäitajate väärtused on sätestatud keskkonnaministri 22. juuni 2001.a määrusega nr 33. Jõesid ja järvi klassifitseeritakse isemoodi, erinevad on nii liigituse aluseks olevad tegurid kui ka tegurite ja kvaliteediklasside vastavus. Järvede vee kvaliteediklasside määramisel arvestatakse ka järvetüüpi. Nii jõgede kui ka järvede juhul eristatakse viit kvaliteediklassi, millest 1. on väga hea (looduslik vesi), 2. hea (looduslähedane vesi), 3. rahuldav (mõõduka inim mõjuga vesi), 4. halb (reostunud vesi) ja 5. väga halb (tugevalt reostunud) vesi. Kvaliteediklassidele vastavad hüdrokeemilised näitajad on tabelites 2.8 ja 2.9).

Tabel 2.8. Jõgede vee kvaliteediklassid hüdrokeemiliste näitajate alusel

Näitaja	1. klass	2. klass	3. klass	4. klass	5. klass
pH	6,0–9,0	6,0–9,0	6,0–9,0	6,0–9,0	<6,0 või >9,0
O <sub>2</sub> % *	>70	70–60	60–50	50–40	<40
BHT <sub>5</sub>	<3,0	3,0–5,0	5,0–8,0	8,0–10,0	>10,0



NH <sub>4</sub> mg/L	<0,1	0,1–0,3	0,3–0,45	0,45–0,6	>0,6
Üldlämmastik mg/L	<2,0	2,0–3,0	3,0–4,0	4,0–5,0	>5,0
Üldfosfor mg/L	<0,05	0,05–0,08	0,08–0,12	0,12–0,16	>0,16
Fenoolid µg/L	<5	<5	5–10	10–50	>50

\* küllastussisaldusest

Tabel 2.9. Järvede vee kvaliteediklassid hüdrokeemiliste näitajate alusel

Näitaja	1. klass	2. klass	3. klass	4. klass	5. klass
<b>Pruuniveelised düstroofsed järved</b>					
pH pindmises veekihis	3,0–7,7	3,0–7,7	3,0–7,7	<3,0;>7,0	<3,0;>7,0
Üldfosfor mg/L	<0,03	0,03–0,06	0,06–0,08	0,08–0,1	>0,1
Üldlämmastik mg/L	<0,6	0,6–0,9	0,9–1,2	1,2–1,5	>1,5
Klorofüll <i>a</i> mg/L	<0,01	0,01–0,02	0,02–0,03	>0,03	>0,03
<b>Peamiselt eutroofsed järved</b>					
pH pindmises veekihis	7,0–8,0	8,0–8,3	8,3–8,8	8,8–9,0 6,0–7,0	>9,0; 6,0
Üldfosfor mg/L	<0,03	0,03–0,06	0,06–0,08	0,08–0,1	>0,1
Üldlämmastik mg/L	<0,5	0,5–0,7	0,7–1,0	1,0–1,3	>1,3
Klorofüll <i>a</i> mg/L	<0,01	0,01–0,02	0,02–0,04	0,04–0,05	>0,05
Vee läbipaistvus m	>3	2–3	1–2	<1	<1
Temperatuurihüppekihi sügavus suvel m	>5	4–5	3–4	2–3	<2
SO <sub>4</sub> mg/L	<10	10–50	10–50	10–50	>50
KHT <sub>Cr</sub> mgO/L	<15	15–30	30–40	40–50	>50
<b>Muud järved</b>					
pH pindmises veekihis	7,0–8,0	7,0–8,0	6,0–7,0 8,0–8,5	5,0–6,0 8,5–9,0	<5,0 või >9,0
Üldfosfor mg/L	<0,04	0,04–0,07	0,07–0,09	0,09–0,1	>0,1
Üldlämmastik mg/L	<0,6	0,6–0,9	0,9–1,2	1,2–1,5	>1,5
Klorofüll <i>a</i> mg/L	<0,01	0,01–0,02	0,02–0,04	0,04–0,05	>0,05
Vee läbipaistvus m	>2	1,5–2	1–1,5	0,5–1	<0,5

Sageli võib kavandatava tegevuse oluline mõju avalduda elustikus (teatavate liikide esinemises ning arvukuses) või veekogus kui ökosüsteemis. Viimase näiteks võib olla veekogu eutrofeerumine ning järvetüübi muutumine. Eestis on kehtestatud lõheliste ja karpkalaliste elupaikadena kaitstavate veekogude vee kolmeteistkümne füüsikalise-keemilise kvaliteedinäitaja piirväärtused (tabel 2.10). Lõheliste elupaikadena kaitstakse keskkonnaministri 9. oktoobri 2002.a määruse nr 58 kohaselt kolmekümmet ning karpkalalaste elupaikadena kümnet jõge.

Tabel 2.10. Lõheliste ja karpkalalaste elupaikadena kaitstavate veekogude vee kvaliteedinäitajate piirväärtused (keskkonnaministri 9. 10. 2002.a määrus nr 58).

Näitaja	Piirväärtus	
	Lõheliste veekogu	Karpkalalaste veekogu
Temperatuur °C	21,5	28
- paljunemisperioodil	10	10
- temperatuuri suurim tõus soojuste väljutamise tagajärjel suublas <sup>1</sup>	1,5	3
O <sub>2</sub> (mg/L) 50% sagedusega	≥ 9	≥ 7
pH	6–9	6–9
Heljuvaine mg/L	≤ 15	≤ 15
- ülejutuste korral <sup>2</sup>	> 15	> 15
BHT <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /L	≤ 5	≤ 5
Üldfosfor mg/L		
- jõgedes	≤ 0,08	≤ 0,08
- järvedes	≤ 0,06	≤ 0,06
Üldlämmastik mg/L		
- jõgedes	≤ 3	≤ 3
- järvedes	≤ 0,7	≤ 0,7
Fenool µg/L	≤ 5	≤ 5
Naftasaadused µg/L	≤ 20	≤ 20
NH <sub>4</sub> mg/L	≤ 0,3	≤ 0,3
Jääkkloor mg/L		
kui pH = 6	≤ 0,5	≤ 0,5
kui pH > 6	> 0,5	> 0,5
Tsink mg/L, kui vee karedus on:		
10 mg CaCO <sub>3</sub> /L	≤ 0,03	≤ 0,3
50	≤ 0,2	≤ 0,7
100	≤ 0,3	≤ 1,0
500	≤ 0,5	≤ 2,0
Vask mg/L, kui vee karedus on:		
10 mg CaCO <sub>3</sub> /L	≤ 0,005	≤ 0,005
50	≤ 0,022	≤ 0,022
100	≤ 0,04	≤ 0,04
300	≤ 0,112	≤ 0,112

<sup>1</sup> Temperatuuri suurim tõus soojusheite (nt jahutusvee) toimel

<sup>2</sup> S.o suurvee ajal

Inimtegevuse mõju pinnavetele iseloomustab ökoloogilise seisundi hinnang, mis näitab veekogu seisundi muutust võrreldes analoogilise looduslikus seisundis oleva (inimtegevusest mõjutamata) veekoguga. *EL Veepoliitika raamdirektiiv* eristab kolme kvaliteediklassi:

1. klass (väga hea seisund),
2. klass (hea seisund) ja
3. klass (keskmine seisund).

Igale kvaliteediklassi jaoks on antud ka üldmääratlus. Veekogude klassifitseerimine

ökoloogilise seisundi järgi põhineb *Veepoliitika raamdirektiivis* iga veekogutüübi kohta antud kvaliteediteguritel. Kvaliteeditegurid on grupeeritud hüdro-morfoloogilisteks, füüsikalise-keemilisteks ning bioloogilisteks.

Eesti veekogude ökoloogilise seisundi hindamisel eristatakse *Veepoliitika raamdirektiivi* põhjal viit seisundiklassi (tabel 2.11).

Tabel 2.11. Pinnaveekogude seisundiklassid (Andresmaa ja Marksoo, 2004)

Klass	Seisund
1. (väga hea)	Veekogu on looduslikus seisundis, inimtegevusest mõjutamata või väga väikeste antropogeensete muutusega
2. (hea)	Veekogus on väikesed kõrvalekalded väga heast seisundist
3. (rahuldav)	Kõrvalekalded inimõju tõttu on mõõdukad
4. (halb)	Kõrvalekalded on suured, vesi reostunud
5. (väga halb)	Kõrvalekalded on väga suured, vesi tugevasti reostunud

Tehispinnaveekogude seisundi hindamisel kohaldatakse neile lähima loodusliku veekogu puhul kasutatavat hindamisskeemi.

### 2.6.6 Rannikumeri

Siirdevee ning rannikuvee kvaliteeti hinnatakse *Veepoliitika raamdirektiivi* ning selle põhjal koostatud veemajanduskavades nii nagu sisevetegi puhul, s.o hüdro-morfoloogiliste, füüsikalise-keemiliste ning bioloogiliste näitajate alusel. Kvaliteedinäitajad olenevad rannikumere tüübist. Läänemere rannikumere klassifitseerimine (tüüpide eristamine) tugineb morfoloogilistel ja hüdroloogilistel teguritel (*Veepoliitika raamdirektiivi* järgi süsteem B).

Sisevetega võrreldes on siirdevete ning rannikumere ökoloogiline klassifitseerimine komplitseeritum, sest liigitamisel võrreldakse siseveekogusid looduslikus seisundis olevate, inimtegevuse poolt mõjutamata vetega. Kuigi kirjanduses aegajalt esinev väide, et Läänemeri kuulub maailma kõige reostatumate merede hulka, võib olla mõnevõrra liialdatud, on siiski küsitav, mida tähendab metodoloogilisest vaatekohast Läänemere puhul määratlus “inimtegevusest mõjutamata või väga väikese antropogeensete muutustega” (vt kvaliteediklass 1), millega võrdlemisel

kogu hindamine põhineb.

Viru-Peipsi veemajanduskava koostamisel anti kvaliteediklassidele vastavate näitajate väärtused Narva lahe ja Soome lahe lääneosa jaoks ning hinnati Viru rannikumere ökoloogilist seisundit (Andresmaa ja Marksoo, 2004). Üksikasjalikumalt on Eesti rannikumere looduslikke tüüpe ning veekvaliteedi klasse käsitletud Eesti Mereakadeemias (Lips, 2005).

Peale õigusaktides käsitletud tegurite ja nende kohta kehtestatud normide võib veekogu seisundi hindamine hõlmata muidki vee omadusi kirjeldavaid tegureid ja kriteeriume.

### **2.6.7 Teabeallikad**

Taustkeskkonna kirjeldamisel kasutatakse eeskätt juba olemasolevat teavet ning täiendavad väliuuringud võivad olla põhjendatud vaid erijuhtumitel. Olulisim andmeallikas on keskkonnaregister, mida peab *Keskkonnaregistri seaduse* kohaselt Keskkonnaministeerium.

Kasulikud võivad olla ka samas piirkonnas varem tehtud keskkonnamõju hindamise aruanded. Edaspidi muutuvad oluliseks teabeallikaks Euroopa Liidu *Veepoliitika raamdirektiivi* nõuete kohaselt koostatud veemajanduskavad, kus antud ülevaade nii veekogude seisundi kui ka seda mõjutava inimtegevuse kohta peaks põhinema olemasolevate andmete põhjalikul analüüsil.

Väga oluline infoallikas on erialakirjandus, sh teadusajakirjad. Häid andmeid võib mõnikord leida era- või avalik-õiguslike organisatsioonide korraldatud uurimistööde aruannetest.

Taustkeskkonna kirjeldamisel tuleb hinnata ka kasutatavate andmete usaldusväärsust. Keskkonnaregistri andmete usaldusväärsust peaks tagama see, et proovid on võtnud ning instrumentaalsed mõõtmised teinud akrediteeritud isikud

ja laborid.

Kui mõne keskkonnamõju hindamise seisukohast olulise teguri kohta ei ole andmeid või need ei ole usaldusväärsed, tuleb teha täiendavaid uuringuid. Kui kavandatava tegevuse toimumiskohas võis mingi varasem tegevus (nt kemikaalide ladustamine) keskkonda kahjustada, võib kaaluda keskkonnaauditi korraldamist. Andmete puudulikkus võib selguda alles järgmises keskkonnamõju hindamise etapis – siis, kui hakatakse mõju prognoosima.

Kuigi taustkeskkonna kirjeldus tugineb valdavalt või koguni täielikult olemasoleva teabe analüüsil ja üldistamisel, peavad eksperdid kirjeldatavad kohad üle vaatama. See aitab tihti märgata detaile, mis kirjalikes allikates ei kajastu, ning ära hoida andmete vananemisest tulenevaid vigu.

## **2.8 Keskkonnamõju prognoosimine**

Pärast mõjutatava ala keskkonnaseisundi muutuste prognoosimiseks vajalike andmete kogumist võib hakata prognoosima mõju, mida kavandatav tegevus või selle alternatiivid võiksid esile kutsuda. Sealjuures tuleb silmas pidada ka null-alternatiivi, s.o. prognoosida muutusi, mis toimuksid siis, kui kõik tegevusvariandid kõrvale jäetaks. Niisugused muutused võivad olla seotud kliimakõikumiste või veekogude suksessiooniga.

### **2.8.1 Keskkonnamõju prognoosimisviisid**

Keskkonnamõju prognoosimine võib ulatuda kvalitatiivsest eksperthinnangust kuni matemaatilisel mudelil põhineva kvantitatiivse simulatsioonini. Prognoosimisviisi valik sõltub tehnilistest võimalustest ja mõju iseloomust. Keeruliste mudelite kasutamine eeldab hulga spetsiifiliste lähteandmete olemasolu.

Otseseid ning kaudseid mõjusid võib prognoosida mitut moodi. Vee kvaliteedi või hüdroloogilise režiimi muutusi prognoositakse nt matemaatiliste mudelite abil.

Saadud tulemustele toetuv teiseste mõjude (nt mõju kalapopulatsioonile ja virgestuskasutusele) prognoosimine võib põhineda ökotoksikoloogilisi andmeid arvestaval ülekandmisel, majanduslikke tegureid arvestavatel arvutustel või eksperthinnangutel.

Kaudsete ning ökosüsteemi tasandil avalduvate mõjude puhul tuleb silmas pidada, et peale tehniliste raskuste, mis tulenevad lähteandmete nappusest ja ökosüsteemis toimivate protsesside puudulikust tundmisest, on keskkonnamõjusid, mida ei olegi võimalik prognoosida (nii nagu ei ole ilmaennustustki võimalik ilmajaamade hulga ja arvutustehnika täiustamisega lõputult paremaks muuta!).

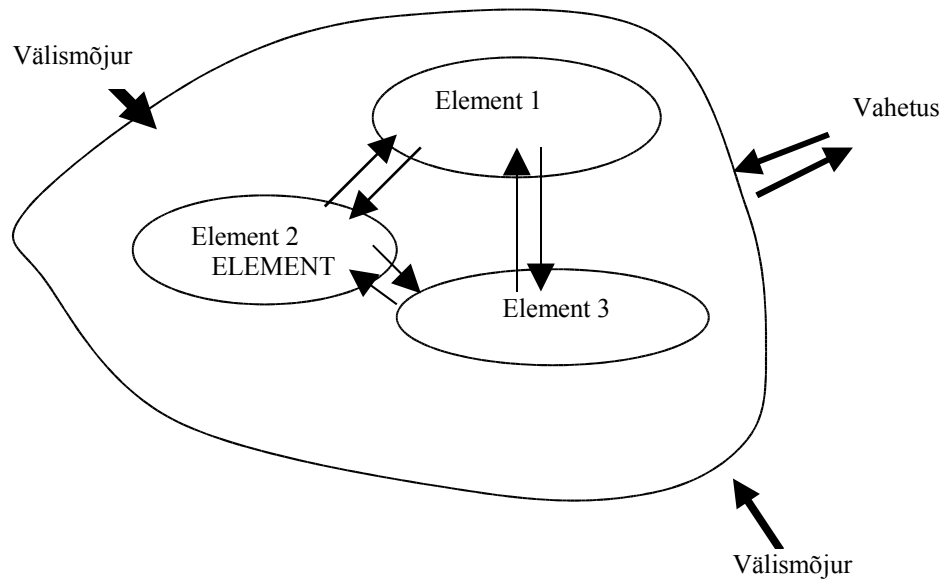
## **2.8.2 Modelleerimise põhitõed**

Modelleerimise esimese sammuna tuleb selgeks teha nii eesmärk kui ka objekt s.o kus, milleks ning mida soovitakse mudeli abil selgitada. Veeökosüsteemi mudelitest aru saamiseks vaadagem, kuidas näeb üks süsteem välja modelleerimise vaatevinklist (joonis 2.3).

Seega:

- süsteem on mingite piiridega määritletud;
- süsteem koosneb elementidest, mis võivad ise muutuda ning mis on omavahel mingite protsesside kaudu seotud;
- süsteemi piiridel toimuvad vahetusprotsessid süsteemi ja teda ümbritseva keskkonna vahel;
- süsteemi võivad mõjutada välismõjurid.

Modelleeritava süsteemi piirid määratakse seatud ülesande järgi – nt jõelõik, järv või merelaht. Üldpõhimõtte on niisugune, et mudel peab kajastama vaid seda, mis on seatud eesmärgi seisukohast oluline. Mudel võib nt hõlmata ainult veekeskonda või ka veeökosüsteemi. Viimase puhul puhul on elemendid nii vesi oma füüsikalise-keemiliste omadustega ise kui ka veeloomastik ja -taimestik.



Joonis 2.3. Süsteemi põhimõtteskeem

Mudel võib kirjeldada vaid üht ruumipunkti (nn nulldimensiooniline ehk 0D-mudel), ühes suunas toimuvaid muutusi (ühedimensiooniline ehk 1D-mudel), kahemõõtmelises ruumis (tasapinnal) toimuvaid muutusi (kahedimensiooniline ehk 2D-mudel) või kolmemõõtmelises ruumis toimuvaid muutusi (kolmedimensiooniline ehk 3D-mudel). Mudeli mõõtmelisuse määrab see, millist mõju tahetakse modelleerida. Väikejärves toimuvate pikaajaliste muutuste selgitamiseks võib piisata 0D-mudelist, kui oletada, et keskkonnatingimused on kogu järves ühesugused. Kui eeldada, et vesi on jõe ristlõikes läbi segunenud ning muutused toimuvad vaid piki jõge, võib jõe vee omaduste prognoosimisel piirduda 1D-mudeliga. Suurte järvede ja mere modelleerimisel kasutades enamasti 3D-mudeleid.

Ka statsionaarse (ajas muutumatu) või dünaamilise (ajas muutuva) mudeli valik oleneb eesmärgist. Nt kui soovitakse määrata mingile jõele lubatavat reostuskoormust, piisab statsionaarsest mudelist ning arvutused tehakse teatud tõenäosusega miinimumvooluhulga jaoks. Kui eesmärk on prognoosida õnnetusjuhtumil valla pääsenud saasteaine levimist, tuleb kasutada dünaamilist

mudelit, mis võimaldab kirjeldada ajalist muutumist.

Kui modelleeritav süsteem on määritletud, on järgmine samm süsteemi elementide ning nende vaheliste seoste kirjeldamine matemaatiliste võrrandite abil. Kehtib reegel, et mudelis peab kinni pidama aine jäävuse seadusest. Kui kuskilt võetakse midagi ära, peab niisama palju kuhugi mujale juurde tulema. Teisisõnu – süsteemis ei tohi midagi kaduma minna.

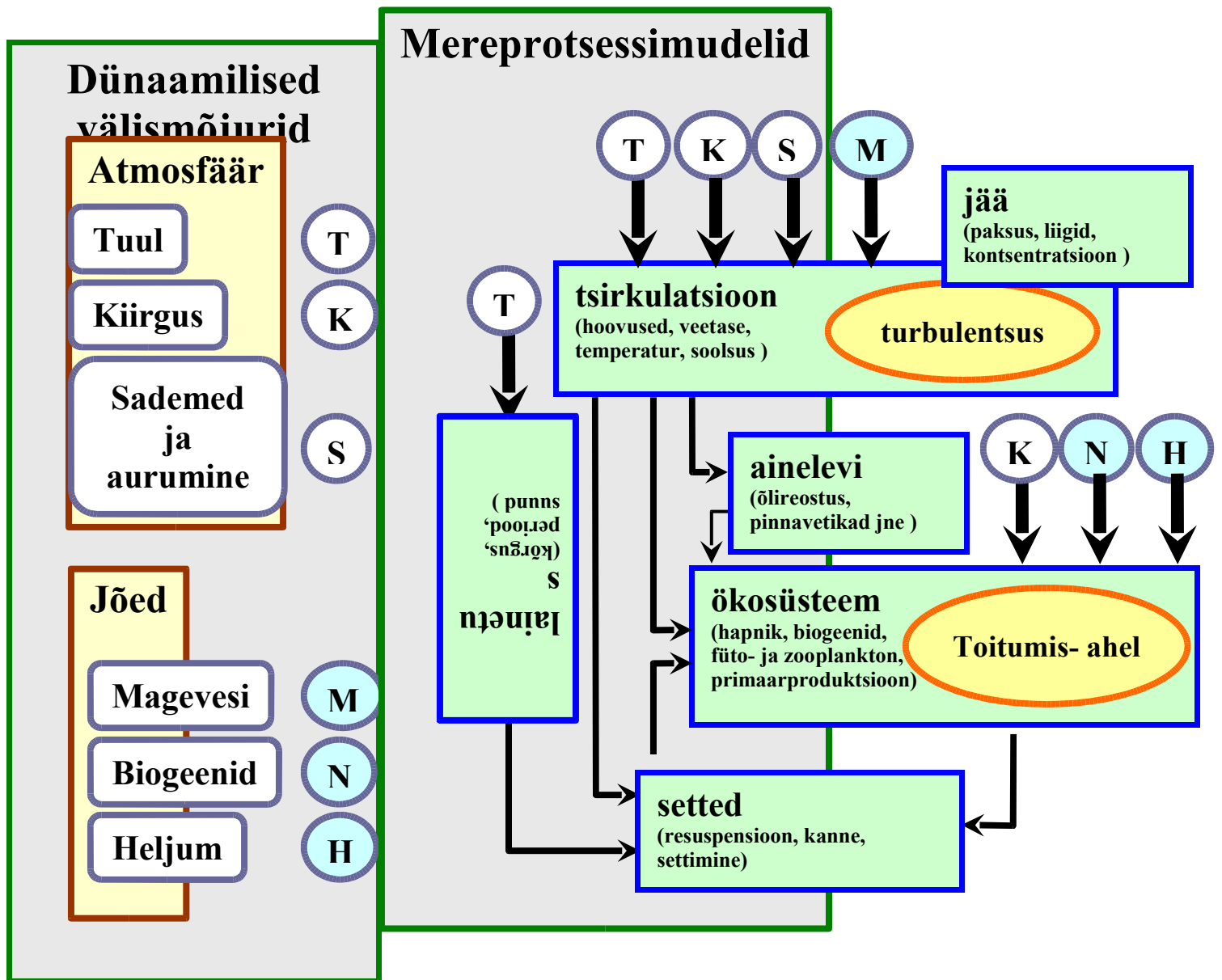
Matemaatiliselt võib kirjeldada aine kontsentratsiooni ( $C$ ) ajalisi ( $t$ ) ning ruumilisi ( $x, y, z$ ) muutusi turbulentses adveksiooni-difusiooni võrrandiga, kus kontsentratsioon sõltub liikumiskiirusest (selle komponendid on  $u, v$  ja  $w$ ), turbulentsest difusioonist ( $D_h$  on rõhtsuunaline ja  $D_v$  püstsuunaline difusioonitegur) ning ainete muundumisprotsessidest ( $P$ ) põhjustatud muutustest:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} D_h \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} D_h \frac{\partial C}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} D_v \frac{\partial C}{\partial z} + P$$

Aine kontsentratsiooni muutus ajas ja ruumis = kontsentratsiooni difusioonist põhjustatud muutumine + kontsentratsiooni protsessidest põhjustatud muutumine.

Mudelid võivad koosneda omavahel seotud moodulitest, nagu on mereprotsessimudeli näitel näha joonisel 2.4.

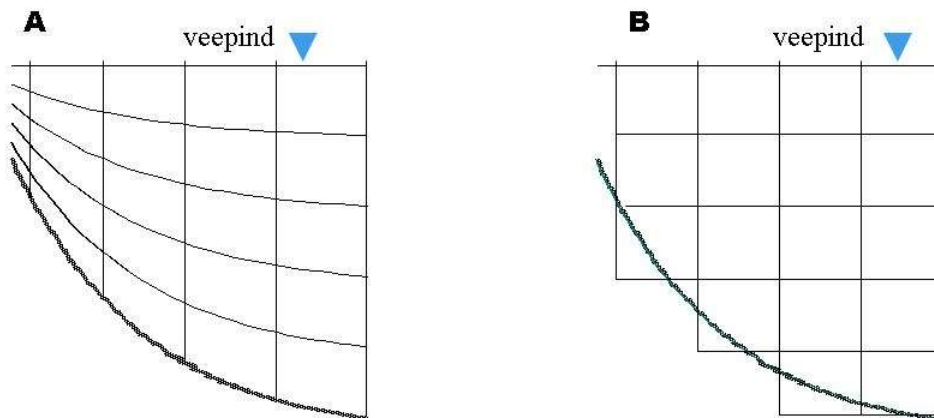




Joonis 2.4. Mereprotsessimudelite moodulid ning nendes ette antavad dünaamilised looduslikud välismõjurid

Mudelsüsteemid erinevad üksteisest moodulite kombinatsiooni ning “kriitiliste” protsesside (eelkõige turbulentsuse ning ökosüsteemi toitumisahelate, samuti sette resuspensiooni ning jää deformatsiooni arvestamise poolest).

Kuna veeökosüsteemi korral on üldjuhul tegemist mittelineaarsete võrrandite süsteemiga, millel analüütilised lahendid puuduvad, siis kasutatakse lahendite leidmiseks numbrilisi meetodeid. Numbriliste lahendusmeetodite korral kaetakse kogu modelleeritav piirkond arvutusvõrguga, mille abil määratakse kindlaks arvutuspunktid. Kasutatakse nii sigma-koordinaatides koostatud kui ka täisnurkseid arvutusvõrke (joonis 2.5).



Joonis 2.5. Jõesängi ristlõikel kujutatud arvutusvõrgu näiteid: A – sigma-koordinaatides võrk, B – ortogonaalne võrk

Sigma-koordinaatides arvutusvõrk võimaldab paremini kohalduda modelleeritava objekti kontuuriga, ortogonaalse võrgu eelis on aga arvutuspunktide ühtlane jaotus.

Arvutust alustades tuleb modelleeritavale süsteemile anda algtingimused, st et arvutusvõrgu igas arvutuspunktis antakse ette algväärtused, mis kajastavad süsteemi füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste andmete ruumilist jaotust.

Arvutustulemusi mõjutavad rajatingimused, s.o süsteemi ning seda ümbritseva

keskkonna vahelised ülekandeprotsessid, mis on uuritava veekogu jaoks välismõjurid. Neid süsteemi piiril toimuvaid protsesse kirjeldatakse sageli kas tingimustena vee liikumiskiiruse või mingite keskkonnaomaduste gradientide jaoks (tuntud Dirichlet' ja Neumanni rajatingimustena).

Tänapäevaste mudelite üha tooniandvamaid osi on kasutajaliides. See on keskkond, mille kaudu mudeli kasutaja oma andmed mudelisse viib ning mille abil ta tulemused kätte saab. Üks kasutajaliidese ülesandeid on teatada lihtsamatest vigadest ja vastuoludest ning anda soovitusi vigadest vabanemiseks. Hea kasutajaliides lihtsustab mudeli kasutamist, abistades ning korrigeerides kasutaja tegevust.

Mudelid sisaldavad enamasti hulgaliselt mitmesuguseid arvutuskoeffitsiente, mille abil püütakse mingite protsesside kulgu või intensiivsust iseloomustada, kasutades neid protsesse kirjeldavaid ligikaudseid seoseid. Koeffitsientide arväärtused on sageli määratud mingites konkreetsetes olukordades, mis tavaliselt mõnevõrra erinevad tingimustest modelleeritavas süsteemis. Seetõttu on vaja neid kohaldada käsitletava süsteemiga, s.o mudelit kalibreerida. Kalibreerimisel otsitakse selliseid mudelikoefitsientide väärtusi, mille puhul arvutustulemused mõõtmistulemustega kokku langevad. Sisuliselt on kalibreerimine teadmatuse peitmine ning ta näitab mudeli teoreetiliste aluste piiratust. Mudeli kvaliteedi kriteerium on kontrollarvutuste kokkulangevus vaatlusandmetega.

Modelleerimine on tänapäeval väga levinud ning kasutatavaid mudeleid on rohkesti. Nii nagu ei ole parimat mõõteseadet, ei ole olemas ka parimat mudelit. Mudeli valimisel ning tulemuste interpreteerimisel tuleb silmas pidada mudelite tugevaid ja nõrku külgi.

Kui sobiv mudel puudub, võib mingit mudelit modifitseerida või välja töötada uus. Viimane võimalus on reaalne vaid erandolukorras.

### 2.8.3 Mõju põhjaveele

Põhjavee puhul on esmane mõjutegur veevõtu tagajärjel tekkiv põhjaveetaseme alanemine, mis omakorda võib põhjustada pinnaveerežiimi muutumist. Põhjavee reostamise ohu korral (nt prügilanõrgveega) võib olla vaja modelleerida saaste levimist. Peale lihtsate põhjaveedünaamika mudelite (ühekihilise põhjaveevoolu ning põhjaveetaseme prognoosimiseks) on olemas ka mitu 3D-mudelit, mis võimaldavad erinevate hüdrokeoloogiliste tingimuste jaoks prognoosida peale vee ka mitmesuguste reoainete liikumist.

Tabelis 2.12 on valik põhjavee liikumise ning kvaliteedi prognoosimiseks kasutatavaid mudeleid. Üksikasjalikumad teavet põhjaveemudelite ja tarkvara kohta on võimalik saada Ameerika Keskkonnakaitseagentuurilt (*US EPA*), Rahvusvaheliselt Põhjavee Modelleerimise Keskuselt (*IGWMC*) ning mitmest muust allikast [<http://www.mines.edu/research/igwmc>]. Paljud mudelid on saadaval vabavarana.

Tabel 2.12. Põhjavee omaduste prognoosimiseks kasutatavaid mudeleid

Mudel	Kasutusala	Allikas
WhAEM2000	Põhjavee liikumise kirjeldamine	<i>US EPA</i>
FATMIC 3D	Põhjavee ning keemiliselt ja bioloogiliselt lagundatavate reoainete liikumine õhustus- ja küllastumusvööndis	<i>US EPA</i>
UTCHEM	3D, põhjavee liikumine ning reoainete kaasakanne, arvestades füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi protsesse. Mitmefaasiliste lahuste liikumine	<i>US EPA</i>
CHEMFLOW-2000	Vee ja kemikaalide liikumine õhustusvööndis	<i>US EPA</i>
BIOPLUME III	2D, orgaanilise reostuse levimise kirjeldamine, arvestades adveksiooni, dispersiooni, sorptsiooni ja bioloogilist lagunemist	<i>US EPA</i>
MIGRATE	2D-mudel mitme reostusallika mõju modelleerimiseks	<i>GEA Technologies</i>

RAND3D	3D-mudel põhjavees lahustunud ainete liikumise prognoosimiseks	<i>Engineering Technologies Associates</i>
MODFLOW96	3D, põhjavee liikumise ja taseme prognoosimiseks	<i>US EPA</i>

Eestis tegeleb põhjavee modelleerimisega AS Maves.

#### 2.8.4 Mõju pinnaveekogudele

Mõju pinnaveekogule võib avalduda veekasutuse või veekogu morfomeetriliste tegurite muutmise kaudu, mille tagajärjel muutub hüdroloogiline režiim ja/või veetase. Viimasega võib kaasneda kaldaalade üleujutamine või maapinna niiskusrežiimi muutumine, mis omakorda võib põhjustada uusi mõjusid.

Sageli esinev mõjutegur on heitvee juhtimine veekogudesse, mille tagajärjel vee omadused muutuvad. Peale punktallikate võib vee kvaliteeti mõjutada hajureostus, nt väetiste ja pestitsiidide kandumine põldudelt veekogudesse.

Peale vee keemiliste muutuste võib keskkonnamõju seisneda ka füüsikaliste näitajate muutumises. Jahutusvesi võib nt põhjustada veetemperatuuri tõusu ning veekogu süvendamine vee heljumisisalduse suurenemist. Bioloogilistest teguritest on olulisimaid mikrobioloogilisi näitajaid vee patogeensete mikroorganismide sisaldus. Muutused võivad peale veemassi hõlmata ka veekogu põhja. Morfomeetrilised ja füüsikalised-keemilised muutused kutsuvad omakorda esile muutusi elustikus.

Kui suured muutused vee kvaliteedis tekivad ning kui suurt ala nad hõlmavad, sõltub peale reostuskoormuse ka saasteainete iseloomust. Heit- ja suublavee segunemisel toimuva lahjenduse tulemusena väheneb nn konservatiivsete ainete (ained, mille kontsentratsiooni bioloogilised ega keemilised protsessid ei mõjuta) kontsentratsioon. Sellisel juhul on kontsentratsiooniväli määratud saastekoormuse suuruse ning segunemise iseloomuga. Mittekonservatiivsete ainete kontsentratsiooni mõjutavad lisaks segunemisel toimuvale lahjenemisele ka muud

protsessid (bioloogiline lagunemine, bioakumulatsioon, fotokeemiline lagunemine, hüdroloüüs, lendumine, sadenemine), mille arvestamine raskendab vee kvaliteedimuutuste prognoosimist.

Pinnaveekogude hüdrooloogiliste karakteristikute, vee kvaliteedi ning ökoloogilise seisundi prognoosimiseks on hulk matemaatilisi mudeleid. Valik mudeleid on tabelis 2.13. Mudelid võivad hõlmata kogu valglat. Põhjalikuma ülevaate valglate modelleerimise kohta on koostanud J. Westervelt (2001).

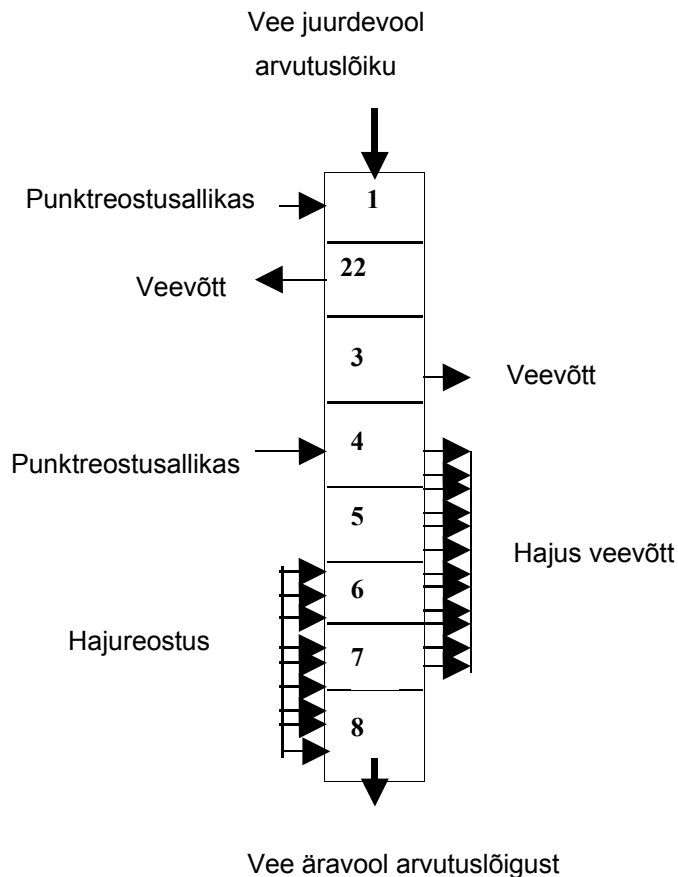
Tabel 2.13. Pinnaveekogude voolurežiimi ning vee kvaliteedi prognoosimiseks kasutatavaid mudeleid

<b>Mudel</b>	<b>Kasutusala</b>	<b>Allikas</b>
HEC-RAS	Hüdrauline 1D-mudel veetaseme prognoosimiseks	<i>Army Corps of Engineer's Hydraulic Engineering Center River Analysis</i>
TR-55	Asulasademevee vooluhulga arvutamine	<i>US DA</i>
BASINS	Vee kvaliteedi muutumise prognoosimine punkt- ja hajureostuse korral. Kooskasutab GIS-i ja QUAL2E	<i>US EPA vabavara</i>
MIKE 11	1D-mudel äravoolu, vee kvaliteedi ning uhtainete liikumise prognoosimiseks vooluveekogudes, sh estuaarides	<i>Haestad Methods</i>
WASP5	2D- või 3D-mudel saasteainete levimise ja selle mõju prognoosimiseks: BHT, O <sub>2</sub> , biogeenide kontsentratsioon, orgaanilised saasteained, raskmetallid, mikrobioloogilised näitajad, eutrofeerumine	<i>Computational Hydraulics Int.</i>
PC-QUASAR	1D-mudel jõevee kvaliteedi prognoosimiseks. Näitajad: temperatuur, vooluhulk, nitraadid, NH <sub>4</sub> , O <sub>2</sub> , pH, BHT, <i>E.Coli</i> , konservatiivsed saasteained	<i>The Scientific Software Group</i>
RUSLE2	Vooluvetest põhjustatud erosiooni prognoosimine	<i>US DA</i>
QUAL2K	1D-mudel vee kvaliteedi prognoosimiseks: viisteist muutujat, sh biogeenid, primaarproduktioon, BHT ja O <sub>2</sub>	<i>US EPA</i>

Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus on projekti *LIFE-Environment* raames tegelnud Eesti oludesse sobiva jõeveekvaliteedi mudeli valikuga. Välja valiti Wennerblomi ja QUAL2K mudelid, mille kooskasutamise hõlbustamiseks töötati välja neid ühildav kasutajaliides.

Wennerblomi mudel (nimi versiooni autori Tord Wennerblomi järgi) on mõeldud valglalt pärineva fosfori- ning lämmastikukogukoormuse (nii inimtegevusest kui ka looduslikest protsessidest pärineva) hindamiseks. Arvutustes jagatakse fosfori- ning lämmastikukoormuse lähteallikad ärakande iseloomu järgi mitmesse klassi: metsamaa, soo, põllumaa ja punktreostusallikad.

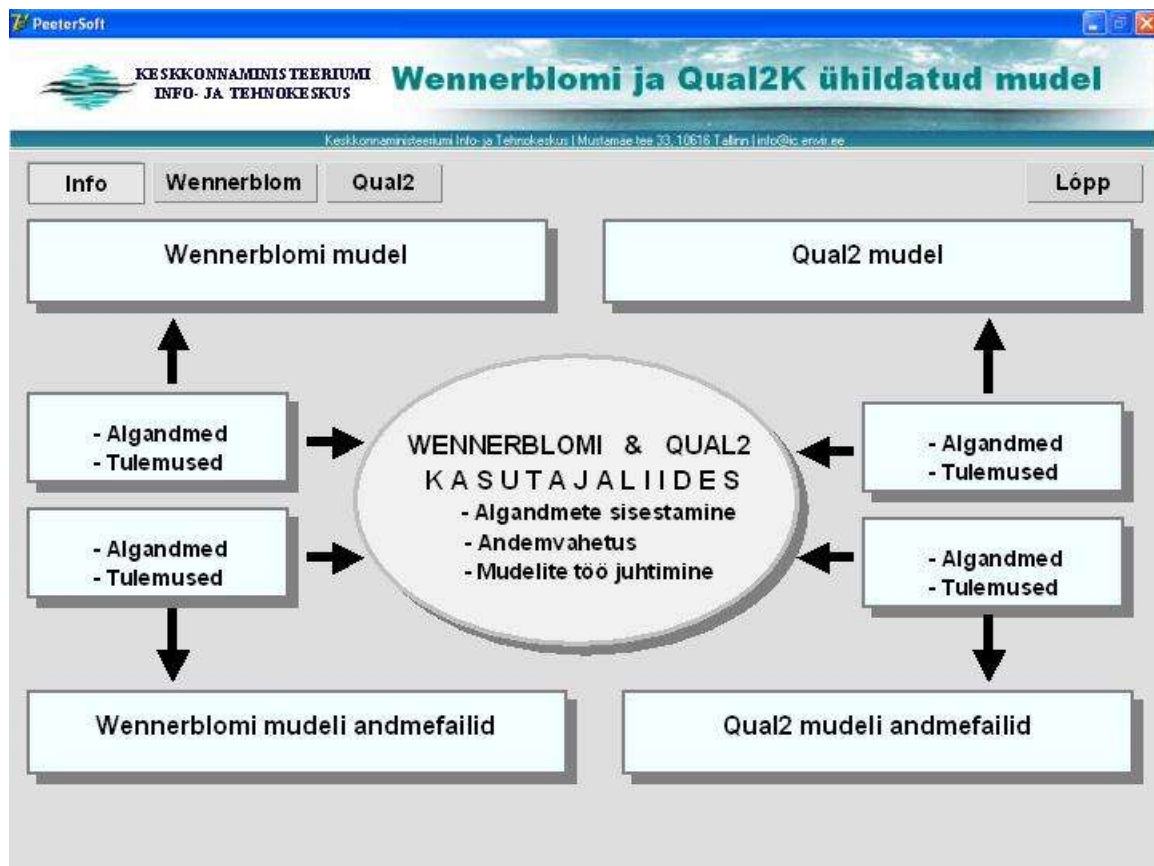
QUAL2K on mõeldud veekvaliteedi punktreostusallikatest ja hajukoormusest põhjustatud muutumise arvutamiseks piki jõge. QUAL2K tugev külg on see, et ta arvestab vee ja veekogu põhja vahelisi seoseid. Mudeli programmeerimiskeskond on Excel (VBA) ning operatsioonisüsteem Windows ME/2000/XP/MS Office 2000 või selle edasiarendused. QUAL2K arvutusvõrgu koostamist selgitab joonis 2.6.



Joonis 2.6. Mudeli QUAL2K arvutusvõrk jõelõigu kohta

Jõe jagamisel arvutuslõikudeks lähtutakse eeldusest, et ühe arvutuslõigu piires jõe hüdraulilised omadused (ristlõige, lang, voolu keskmine kiirus) on suhteliselt muutumatud. Arvutuslõikudeks jaotamisel punktreostusallikate asukohti oluliseks ei peeta. Ka hajureostuspiirkonnad võivad asuda suvalistel jõeosadel, lähteandmetes näidatakse vaid, kus hajureostusalad piki jõge algavad ja lõpevad. Eeldatakse, et reoaine sissevoolu intensiivsus ja kontsentratsioon on hajureostusala piires ühesugune. Arvutusi on võimalik alustada jõe suvalisest ristlõikest, lugedes juurdevoolupoolelt pärinevaid andmeid rajatingimusteks.

Ühildatud mudeli kasutajaliides koostati Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuses (Peeter Ennet), ühildamisskeem on joonisel 2.7.



Joonis 2.7. Wennerblomi ja QUALI2K mudelid ühildava kasutajaliidese skeem



Kasutajaliidese lähteseisukohad ning QUAL2K-mudelil tehtud lihtsustused on järgmised:

- liides on lihtne ja mugav kasutada;
- liidese abil on Wennerblomi ja Qual2K mudelid seotud omavahel andmeid vahetavaks ühismudeliks;
- on piiratud vaid ühe arvutuslõigu modelleerimisega;
- sisendandmete hulka on vähendatud, andes võimalikult paljudele lähteandmetele väärtused vaikimisi;
- ühel ajal saab teha kahe koormusolukorra võrdlusarvutusi;
- lahendatud arvutusversioonid säilivad.

Kasutajaliidese olulisus seisneb kasutajalt oodatava sisendandmete hulga vähendamises, kusjuures nii Wennerblomi mudel kui ka Qual2K töötavad täiesti muutumatult oma esialgsel kujul.

Kui sobivat mudelit ei leidu, võib püüda mõnd mudelit modifitseerida või koostada uus mudel. Modelleerimise tulemustele peab kindlasti lisama vigade ja määramatuste analüüsi.

Pinnavete kvaliteedi modelleerimisega tegelevad Eestis TTÜ keskkonnatehnika ja mehaanika instituudid ning Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.

### **2.8.5 Mõju rannikumerele**

Modelleerimise abil käsitletavat merekeskkonda mõjutavad tegevused, nende võimalikud mõjud ning Eesti ja Läänemere näite puhul vajalikud mudelimoodulid on tabelis 2.14. Kasutusviisi järgi võib mudelid jagada kahte rühma.

Lühiajalise ainelevi arvutus, mille abil on võimalik hinnata tõenäosust, et teatav aine (veepinnal püsiv, vees lahustunud või heljuv) võib suhteliselt lühikese aja jooksul tundlikule merealale levida. Rakendused on nt süvendamisel ja merrekaadamisel tekkiva heljumi levimine kalade kudemisaladele, heitvees olevate kolibakterite jõudmine supelrandadesse ning sadamate lähedal tekkida

võiva õlireostuse levimine lindude asupaikadesse. Arvutused tehakse kontrollitud mudelitega pikema perioodi jaoks, mille jooksul tuuletingimused vastavad statistiliselt pikaajalisele režiimile nii tuule tugevuse kui ka suuna poolest. Lühiajalise ainelevi arvutust võib kasutada käimasoleva tegevuse (nt süvendamise) operatiivseks juhtimiseks, et vähendada sellest põhjustatud keskkonnamõju. Sellisel juhul toimub modelleerimine tegevusega ühel ajal ning arvutused põhinevad ilmaprognoosil. Sisuliselt on see osa leevendusabinõu rakendamisest (vt 1.8).

Pikaajalise mõju arvutuste abil hinnatakse eri tegevusvariantide puhul tekkivat kumulatiivset keskkonnamõju, võrreldes seda mere "häirimatu" seisundiga ehk 0-alternatiiviga. Rakendused on nt heitvee merrejuhtimine, vesiehitiste (muulid, kaid, tammid) rajamine, merepõhja süvendamine, merrekaadamine ning maavarade (eelkõige liiva) kaevandamine. Kasutatakse kompleksseid, mitmest moodulist koosnevaid mudeleid.

Heitvee ning selle tekitatud eutrofeerumise käsitlemisel tehakse võrdlusarvutused üldjuhul looduslike tingimuste poolest tüüpilise aasta või pikema perioodi kohta, mille kestel mudelit kontrollitakse nn ökoloogiliste vaatlusandmete põhjal (klorofüll, primaarproduksioon jms). Põhjasette liikumist põhjustavate tegevuste korral piirdub mudelite kontroll peamiselt tsirkulatsiooni- ning lainetusmoodulitega. Madala veega merepiirkondades, kus merevee liikumine kohandub muutuvale tuulele kiiresti, võib suhteliselt väikese keskkonnamõjuga tegevuste puhul tugineda püsituulte korral tekkivatele hoovus- ja lainetusmuustritele. Sette liikumise prognoosimisel tuginetakse mitmekümne aasta pikkusel tuule-aegreal.

Tabel 2.14. Merekeskkonda mõjutavad tegevused ning kasutatavad mudelimoodelid

Tegevus	Võimalik mõju	Kasutamine
Puhastatud reovee merrejuhtimine	Kohalikud eutrofeerumisilmingud liigse toitainekoormuse tagajärjel (episoodiline)	Lühiajaline ainelevi: tsirkulatsioon, ainelevi
	Poolsuletud merepiirkonna ja avamere seisundi halvenemine (akumuleeruv)	Pikaajaline mõju: tsirkulatsioon, ainelevi, ökosüsteem
	Supelrandade sanitaarseisundi halvenemine, kolibakterite kontsentratsiooni suurenemine (episoodiline)	Lühiajaline ainelevi: tsirkulatsioon, ainelevi
Vesiehitiste (muulid, kaid, tammid) rajamine, merepõhja süvendamine, merre-kaadamine ning maavarade (eelkõige liiva) kaevandamine	Hoovuse- ja lainetusrežiimi muutumine, veevahetuse nõrgenemine ning "seisva vee" tekkimine (püsiv), sette liikumise muutumine ja merealade täiskandumine, rannaprotsesside muutumine ja suurenenud rannapurustusoht (püsiv)	Pikaajaline mõju (3D, ranna lähedal 2D): lainetus, setted
	Heljumi levimine ja settimine (tegevusaegne), mere põhjaelustiku ja kalade kudemistingimuste muutumine (pikaajaline)	Lühiajalise ainelevi operatiivne (tegevusaegne) prognoos; pikaajaline mõju: tsirkulatsioon, ainelevi, setted
Sadamate ning reostusohu põhjustavate rannaobjektide rajamine, laevaliikluse muutmine	Ujupraht veepinnal, õlireostus (avariiline), reostuse kandumine tundlikele ranna- ja merealadele	Lühiajalise ainelevi operatiivne prognoos: tsirkulatsioon, ainelevi
	Laevalainete mõju merepõhjale ja rannale (püsiv)	Pikaajaline mõju: lainetus, setted

Soome lahe eutrofeerumise kui olulise riikidevahelise keskkonnaprobleemi käsitlemiseks käivitus hiljuti mudelite võrdlemise projekt (tabel 2.15).

Tabel 2.15. Soome lahe eutrofeerumise kirjeldamiseks kasutatavad mudelid (Põhjamaade Ministrite Nõukogu projekt *Eutrophication-MAPS*, 2005-2007)

Mudelid	Instituudid	
SPB	AARI ,RSHU, SPBIO SPBSOI, IICC	AARI – Arctic and Antarctic Research Institute (St.Petersburg), RSHU – Russian State Hydrometeorological University, SPBIO – St. Petersburg Branch, P.P. Shirshov Institute of Oceanology, SPBSOI – St.Petersburg Branch, State Oceanographic Institute, IICC – Independent Investigation and Consulting Center (St.Petersburg), MSI – Marine Systems Institute (Estonia), EMI-Estonian Marine Institute, FIMR - Finnish Institute of Marine Research, INM - Institute of Numerical Mathematics, Russian Academy of Sciences, FMI - Finnish Meteorological Institute, EIA – Environmental Impact Assessment Centre of Finland, SYKE – Finnish Environment Institute, BSH – German Federal Maritime and Hydrographic Agency, SMHI – Swedish Meteorological and Hydrological Institute, DHI – DHI Water & Environment
FRESCO	EMI, FIMR, INM, FMI	
MSI	MSI	
EIA-SYKE	EIA, SYKE	
CARDINAL	Morzaschita, St.Petersburg	
A&S(FIMR)	FIMR	
HIROMB	BSH, SMHI	
Mike 3	DHI	
COHERENS	SYKE	

Eestis tegelevad rannikumere modelleerimisega TTÜ meresüsteemide instituut ning TÜ mereinstituut. Lainetust ning sette liikumist modelleeritakse TTÜ küberneetika instituudis ning Corson OÜ-s.

### 2.8.6 Mõju olulisuse hindamine

Keskkonnamõju prognoos kirjeldab mõjusid suuruse, ulatuse ja kestuse kaudu (vt eelhindamine), kirjeldus ise on neutraalne. Mõju hindamine tähendab prognoositud mõjude interpreteerimist telgedel “väike – suur”, “ebaoluline – väga oluline”. Olulisust hinnatakse samade kriteeriumide järgi, mida kasutati taustkeskkonna kirjeldamisel. Kõige lihtsamal juhul iseloomustab mõju olulisust vee õigusaktiga kehtestatud kvaliteediklassi muutumine või vastamine või mittevastamine mingile piirnормile.

Ökoloogilise mõju tähtsuse hindamisel on õigusaktide ning muude normdokumentide kõrval suur osa ekspertarvamusel, mis võiks arvestada järgmisi

asjaolusid:

- iga liigi osatähtsust süsteemina käsitletavas toitumisvõrgus;
- bioloogilise keskkonna mahutavust käsitletavate liikide suhtes;
- taime- ja loomaliikide kohanemisvõimet projektiga kaasnevate muutustega;
- tegevuse negatiivset mõju liigilisele mitmekesisusele;
- looduslikku suhtesiooni ning tegevuse kahjulikkust selle häirimise seisukohalt;
- liikide olemasolu, kes võivad teatavaid keemilisi ühendeid akumulierida;
- tegevuse kahjulikku toimet majandusliku tähtsusega liikidele (jahi- ja kalastusobjektid);
- ohustatud liike või kriitilisi elupaiku puudutavaid muutusi.

## **2.9 Kahjuliku keskkonnamõju leevendamine**

Keskkonnamõju hindamisele peab järgnema kahjuliku mõju leevendamisevõimaluste analüüs. Modelleerimise korral võib see tähendada muudetud lähtetingimustega kordusmodelleerimist. Leevendusvõtted võib jagada nelja gruppi:

- mõju vähendamine;
- asendamine;
- päästmine;
- kompenseerimine.

Mõju saab vähendada nii tehniliste vahenditega kui ka tegevusaega (eriti ehitusaegse mõju korral) valides.

Tehniliste vahendite rakendamise näiteks võiksid olla üleujutust vältivad rajatised, heitvee soovitavaid omadusi tagavad puhastusseadmed ning heljumi levimist takistavad ekraanid süvendustöödel.

Tegevusaja valimisega on võimalik vähendada või isegi vältida kahjulikku mõju mõnele lühiajalisele protsessile, nagu nt kalade kudemisele või veelindude rändele. Sobiva aja valimisel võib olla abi ainelevi operatiivsest prognoosimisest,

mis on osa operatiivsest mere- ja ilmaennustuste süsteemist (vt [www.boos.org](http://www.boos.org)).

***Näide.** Taanit Rootsiga ühendava Öresundi silla rajamisel jäid ühele poole tundliku põhjaelustikuga alad, teisele poole nn tavaline merepõhi. Kui ainelevi operatiivne prognoos näitas, et heljum võib mingil perioodil levida tundlikule merealale, siis ehitustööd peatati ning jätkati alles siis, kui ainelevi suund soodsaks muutus. Eestis rakendati analoogilist operatiivprognoosi Paldiski lõunasadama süvendustööde ajal 2003.aasta kevadel.*

Asendamine (kompenseerimine kitsas tähenduses) tähendab negatiivse keskkonnamõju korvamist millegi samaväärse, aga positiivsega. Näiteks on sigimistingimuste halvendamisest tingitud kalavarude taastootmise vähenemist võimalik korvata, lastes veekogusse kunstlikult kasvatatud kalamaime.

Päästmine tähendab ohustatud objekti toimetamist ohutusse kohta. Tuntud näide on Egiptuses Abu Simbeli templi teisaldamine tulevase veehoidla kaldale, vältides selle vee alla jäämist Assuani paisu ehitamise tõttu.

Kompenseerimine laiemas tähenduses tähendab tekitatud kahju korvamist millegi samaväärsega. Seda on teatud juhtudel võimalik teha, makstes hävitatud või kahjustatud vara ning saamata jäänud tulu eest rahaga.

## **2.10 Alternatiivide võrdlemine**

Keskkonnamõju hindamisel tuleb määrata alternatiivide paremusjärjestus. Nende kvalitatiivsete või kvantitatiivsete plusside ega miinuste pelgast loetelust paremusjärjestuse määramiseks ei piisa, välja arvatud lihtsad juhtumid, kus alternatiive ja mõjusid on suhteliselt vähe ja/või nad on silmatorkavalt erinevad. Sageli kasutatakse ülevaatlikkuse suurendamiseks mõjude esitamist maatriksina, kus on esitatud iga alternatiivi kõigi mõjude lühikokkuvõte. Kahtlemata parendab see ülevaatlikkust, kuid enamasti ei võimalda alternatiivide paremusjärjestust otseselt ja ühemõtteliselt välja lugeda. Seetõttu jääb paremusjärjestuse tegemine

ikkagi otsustajale. Kindlasti tuleb vältida seda, et alternatiivide tegeliku võrdlemise asemel piirduks ekspertide eelistatud (või arendaja pakutud) alternatiivi positiivsete omaduste ning teiste alternatiivide negatiivsete mõjude loeteluga.

Alternatiivide läbinähtavaks ja reprodutseeritavaks võrdlemiseks ning paremusjärjestusse seadmiseks tuleb neid võrrelda ühesuguste kriteeriumide põhjal, mis peegeldavad kõigi alternatiivide kõiki (nii negatiivseid kui ka positiivseid) mõjusid. Kriteeriumide valimisel tuleb silmas pidada kaht põhimõtet:

- nad peavad hõlmama kõiki olulisi mõjusid ning projekti rakendamist mõjutavaid tegureid;
- nad peavad olema võimalikult sõltumatud (tuleb vältida kriteeriumide sisulist kattumist, mis kujuneb ühe mõju mitmekordseks arvestamiseks).

Tähtis on ka see, et kriteeriumide sisu oleks kõigile asjaosalistele üheselt mõistetav.

Alternatiivide paremusjärjestusse seadmiseks tuleb nendega kaasnevad mõjud muuta mingil moel võrreldavaks. Loomulikult oleks kõige lihtsam, kui kõiki mõjusid oleks võimalik väljendada ühesugustes ühikutes, nt rahas. Kuna see on üldreeglina võimatu, kasutatakse mõjude võrdlemiseks mitmesuguseid meetodeid.

Järjestamine (*ranking*). Selleks koostatakse alternatiivide paremusjärjestus iga kriteeriumi järgi ning alternatiivi koht järjestuses oleneb ta suhtelisest hinnangust (reitingust). Järjestada võib paremast halvema poole (1. on parim, 2. paremuselt järgmine jne) või ka vastupidi – alustades halvimast. Kriteeriumidele võib anda ka erineva kaalu, sel juhul on tegemist kaaljärjestamisega (*weighting ranking*). Kui eeldatakse, et kõik alternatiivide hindamise kriteeriumid on ühetähtsad, pole nende kaalu vaja hinnata. Enamasti on juba intuiitiivselt tunda, et mõni kriteerium on teistest olulisem. Kriteeriumide kaalu, s.o nende suhtelise tähtsuse määramiseks on palju võimalusi. Kõige lihtsam on lasta seda teha autoriteetsel eksperdil. Kui seda teeb eksperdigrupp, võib otsustamiseks kasutada asjakohaseid mooduseid, nt Delphi meetodit. Tulemuse võib esitada

pallisüsteemis (tähtsaim 10, tähtsusetuim 1) või kümnendmurdudes, mille summa on 1.

Kui alternatiivid on mingi kriteeriumi järgi samaväärsed, antakse neile võrdne reiting. Alternatiivide lõpliku paremusjärjestuse määrab reitingusumma. Kaaljärjestamise korral korrutatakse iga kriteeriumi järgi saadud reiting vastava kriteeriumi kaaluga. Tabelis 2.16 on kaaljärjestamise näide, kus kolme alternatiivi (A, B, C) paremusjärjestus määratakse nelja kriteeriumi reitingu alusel.

Tabel 2.16. Alternatiivide võrdlemine kaaljärjestamise teel  
(Canter, 1996, modifitseeritud)

Kriteerium	Kaal	Reiting		
		Alternatiiv A	Alternatiiv B	Alternatiiv C
Veekogu esteetiline väärtus	1	1	2	3
Kalavarude seisund	2	2 (4)	1	3 (6)
Üleujutatava territooriumi suurus	2	1	3 (6)	2 (4)
Töökindlus	1	2	1	1
	Kokku:	6 (8)	7 (10)	9 (14)

Järjestamismeetodit on kritiseeritud, sest summeerimisel saadud lõppreitingute erinevused ei peegelda adekvaatselt alternatiivide erinevuse suurust, nagu vahel ekslikult arvatakse, vaid pelka järjestust. Selle tõttu on kritiseeritud ka kaalu arvestamist korrutustehte abil. Et ekslikke tõlgitsusi vältida, kasutatakse järjestamisel mõnikord positsiooninumbrite asemel sümboleid, näiteks --, -, 0, +, ++, või O, O., millega matemaatilisi tehteid otseselt teha ei saa. See raskendab aga alternatiivide järjestamist ning tegelikult tehakse otsus ikkagi selle järgi, kui palju vastav alternatiiv sai plusse ja miinuseid, st et toimub varjatud summeerimine.

Intervallskaalal põhinev hindamine on tõenäoliselt kõige sagedamini kasutatav alternatiivide võrdlemise viis. Mõjud tehakse võrreldavaks sel teel, et igale neist omistatakse teatav arvvärtus. Skaalade ulatus on vabalt valitav, sageli on see vahemikus 1...5, kasutada võib aga ka teistsuguse pikkusega skaalaid. Kahjulikule mõjule võib anda negatiivse väärtuse, mõju puudumise hinne on 0 ning soovitatavale mõjule antakse positiivne hinne. Kui kriteeriumide kaal ei ole



ühesugune, korrutatakse teatava kriteeriumi alusel antud hindepallid kriteeriumi kaaluga. Lõplik järjestus saadakse kõigi kaalkriteeriumide hindepallide summeerimisega (tabel 2.17).

Tabel 2.17. Alternatiivide võrdlemine kaalutud intervallskaala meetodil (Canter, 1996, modifitseeritud)

Kriteerium	Kaal	Hinne		
		Alternatiiv A	Alternatiiv B	Alternatiiv C
Veekogu esteetiline väärtus	1	4	2	1
Kalavarude seisund	2	2 (4)	5 (10)	1 (2)
Üleujutatava territooriumi suurus	2	-1 (-2)	-4 (-8)	-2 (-4)
Töökindlus	1	4	5	5
	Kokku:	9 (10)	8 (9)	5 (4)

Üldistatud kujul on see meetod kirjeldatav valemiga:

$$X_i = \sum k_j \cdot V_{ij}$$

kus  $X_i$  on  $i$ -nda alternatiivi summaarne kaalutud hinne (väärtusindeks);

$k_j$  –  $j$ -nda kriteeriumi kaal;

$V_{ij}$  –  $i$ -nda alternatiivi hinnang pallides.

Paaritivõrdlus (*paired comparison*): kõiki alternatiive võrreldakse paarikaupa kõigi kriteeriumide alusel ning otsustatakse, kumb võrreldav on parem. Arvutustehnilistel kaalutlustel lisatakse üks fiktiivne alternatiiv, mis on kõigist halvem. Alternatiiv, mis võrdluses osutub paremaks, saab hindepunktiks 1, allajääja saab 0, võrdse paari korral saavad mõlemad 0,5. Punktid summeeritakse ning jagatakse kõigi alternatiivide punktisummaga. Saadud hinne näitab, milline on alternatiivi suhteline paremusjärjestus valitud kriteeriumi põhjal – kõrgeima hinde saab parim alternatiiv. Tabelites 2.18–2.21 on näide kolme alternatiivi hindamise kohta nelja kriteeriumi ( $C_1 \dots C_4$ ) järgi.

Tabel 2.18. Alternatiivide paremusjärjestus kriteeriumi  $C_1$  järgi

Alternatiiv	Võrdlustulemus			Summa	Hinne
	B	C			
1	1	1	1	<b>3</b>	<b>0,50</b>
2	0	0	1	<b>1</b>	<b>0,17</b>
3	0	1	1	<b>2</b>	<b>0,33</b>
4 (fiktiivne)	0	0	0	<b>0</b>	<b>0</b>
Kokku:				<b>6</b>	<b>1</b>

Vaatluse all on neli alternatiivi (kolm tegelikku + fiktiivne), mida hakatakse paariti võrdlema. Olgu kriteerium  $C_1$  mõju kalapopulatsioonile. Esiteks võrreldgem esimest alternatiivi teisega. Esimene on parem, sest selle korral kalapopulatsiooni ei kahjustata, teise rakendamisel väheneks aga kalade produktiivsus. Niisiis kirjutame veergu A 1. alternatiivi reale 1 ning 2. alternatiivi reale 0. Alternatiivide 1 ja 3. võrdlemisel selgub, et ka nüüd on 1. alternatiiv parem, järelkult tuleb veergu B 1. alternatiivi reale jälle 1 ning veergu A 3. alternatiivi reale 0. Neljanda, fiktiivse alternatiivi hinne on alati 0 ning 1. alternatiivi hinne on selle suhtes 1 (veerg C), veergu A kirjutame 4. alternatiivi järele 0. Nüüd kordub sama protseduur 2. alternatiivist lähtudes. Esimese alternatiiviga seda juba võrreldi ning 0 on kirjas, järgneb võrdlemine kolmandaga. Et 2. alternatiiv on mõju poolest kalapopulatsioonile kolmandast kehvem, siis tuleb 2. alternatiivi taha esimesse vabasse veergu (B) 0 ning kolmanda alternatiivi reale veergu B tuleb 1. Kuna 2. alternatiiv on 4.-st parem, tuleb 2. alternatiivi reale esimesse vabasse veergu (C) 1 ning 4. alternatiivi järele vabasse veergu lisaks 0. Jääb veel võrrelda 3. alternatiivi 4. alternatiiviga, mille tulemuseks kirjutame veergu C 3. alternatiivi järele 1 ja 4. alternatiivi järele 0. Sama moodi võrreldakse alternatiive ülejäänud kriteeriumide järgi.

Tabel 2.19. Alternatiivide paremusjärjestus kriteeriumi  $C_2$  järgi

Alternatiiv	Võrdlustulemus			Summa	Hinne
	A	B	C		
1	1	0	1	<b>2</b>	<b>0,33</b>
2	0	0	1	<b>1</b>	<b>0,17</b>
3	1	1	1	<b>3</b>	<b>0,50</b>

4 (fiktivne)	0	0	0	<b>0</b>	<b>0</b>
Kokku:				<b>6</b>	<b>1,00</b>

Tabel 2.20. Alternatiivide paremusjärjestus kriteeriumi  $C_3$  järgi

Alternatiiv	Võrdlustulemus			Summa	Hinne
	A	B	C		
1	0	0	1	<b>1</b>	<b>0,17</b>
2	1	0	1	<b>2</b>	<b>0,33</b>
3	1	1	1	<b>3</b>	<b>0,50</b>
4 (fiktivne)	0	0	0	<b>0</b>	<b>0</b>
Kokku:				<b>6</b>	<b>1,00</b>

Tabel 2.21. Alternatiivide paremusjärjestus kriteeriumi  $C_4$  järgi

Alternatiiv	Võrdlustulemus			Summa	Hinne
	A	B	C		
1	0	0	1	<b>1</b>	<b>0,7</b>
2	1	0,5	1	<b>2,5</b>	<b>0,42</b>
3	1	0,5	1	<b>2,5</b>	<b>0,42</b>
4 (fiktivne)	0	0	0	<b>0</b>	<b>0</b>
Kokku:				<b>6</b>	<b>1,0</b>

Kui kõik kriteeriumid on ühetähtsad, võib alternatiivid kriteeriumide hindedsummade põhjal lõplikku paremusjärjestusse seada. Kui kriteeriumid pole võrdse tähtsusega (üldjuhul on see nii), tuleb kõigepealt leida kriteeriumide kaalud. Seda on soovitatav teha juba enne alternatiivide võrdlemist. Kriteeriumide kaalu määramine toimub paaritivõrdlemisel nagu alternatiivide võrdleminegi. Tabelis 2.22 on näide nelja kriteeriumi ( $C_1 \dots C_4$ ) suhtelise kaalu määramisest ülalkirjeldatud meetodil.

Tabell 2.22. Kriteeriumide suhtelise kaalu määramine paaritivõrdlusega

Kriteerium	Võrdlustulemus				Summa	Kaal
	A	B	C	D		
C <sub>1</sub>	11	1	1		<b>4</b>	<b>0,40</b>
C <sub>2</sub>	01	0	1		<b>2</b>	<b>0,20</b>
C <sub>3</sub>	00	0	1		<b>1</b>	<b>0,10</b>
C <sub>4</sub>	01	1	1		<b>3</b>	<b>0,30</b>
C <sub>5</sub> (fiktiivne)	00	0	0		<b>0</b>	<b>0</b>
Kriteeriumid kokku:					<b>10</b>	<b>1,00</b>

Kaalutud kriteeriumide alusel lõpliku paremusjärjestuse leidmiseks tuleb iga kriteeriumi järgsed hinded kriteeriumi kaaluga läbi korrutada. Nii saadakse iga kriteeriumi kaalutud hinne. Alternatiivide paremusjärjestuse määrab kaalutud hinnete summa.

Tabelis 2.23 on tabelites 2.18–2.21 leitud hinnete ning tabeli 2.22 kriteeriumikaalude alusel leitud kaalutud hinded ning nende summad, s.o alternatiivide väärtusindeksid.

Tabel 2.23. Alternatiivide väärtusindeksite arvutamine

Kriteerium	Kaal	Alternatiiv 1	Alternatiiv	Alternatiiv 3
C <sub>1</sub>	0,40	0,200	0,068	0,132
C <sub>2</sub>	0,20	0,066	0,034	0,100
C <sub>3</sub>	0,10	0,017	0,033	0,050
C <sub>4</sub>	0,30	0,051	0,126	0,126
<b>Väärtusindeks:</b>		<b>0,334</b>	<b>0,261</b>	<b>0,408</b>

Vaatlusalusel juhul on parim 3. ning halvim 2. alternatiiv.

Toodud näide on loomulikult illustratiivne. Praktikas on see meetod seda kasulikum, mida rohkem on kriteeriume ning alternatiive, nt kui tuleb 10–20 kriteeriumit arvestades 5–10 alternatiivi paremusjärjekorda seada.

Formaalsete võrdlusviiside kasutamisel tuleb kindlasti arvestada ka meetodikatest tulenevaid piiranguid ja määramatust ning mitte teha järeldusi üksnes

arvutustulemuste põhjal. Ülalesitatud näites oli tegemist korrastamisega (reastamisega suuruse järgi), mis ei arvesta seda, **kui palju** võrreldavad näitajad üksteisest erinevad. Erinevuste suurust võimaldavad arvestada teistsugusel skaalal põhinevad mõõtmised.

Loomulikult ei piirdu alternatiivide võrdlemisviisid ülaltoodud näidetega. Ka ei ole need võrdlemisviisid mõeldud spetsiaalselt keskkonnamõju hindamiseks. Multikriteeriumanalüüs (*multi-criteria analysis*) on ulatuslik valdkond, mis käsitleb valikute tegemist mitmes olukorras. Selle kohta leidub põhjalikumat teavet erialakirjanduses (nt Triantaphyllou, 2000).

Kriteeriumi kaalu hindamine põhineb väärtushinnangul. Seetõttu on teatav subjektiivsus alternatiivide võrdlemisel paratamatu. Tähtis on aga see, et alternatiivide võrdlemisel oleksid nii ekspertide, ettevõtjate, ametnike kui ka üldsuse seisukohad kriteeriumide valiku ja nende suhtelise kaalu asjus võimalikult lähedased. Üldsuse kaasamine kriteeriumide valikusse ning nende kaalu määramisse on äärmiselt soovitatav, kuigi *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus* ekspertgruppi selleks ei kohusta.

## **2.11 Keskkonnamõju hindamisaruande koostamine**

Keskkonnamõju hindamise tulemused esitatakse aruandena, mille struktuur ja käsitletavat teemasid on määratud *Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadusega* (vt 2.1) (neid võidakse keskkonnaministri määrusega täpsustada).

Aruande koostamisele tuleb tähelepanu pöörata juba keskkonnamõju hindamise kavandamisel, et tagada selleks piisavalt ressursse. Kuna aruande struktuur ja sisu on seadusega üsna detailselt ette antud, ei ole eksperdigrupil selles suhtes palju valikuvabadust – etteantud reeglist tuleb kinni pidada. Seaduse nõuded on ka igati loogilised – aruande struktuur järgib keskkonnamõju hindamise sisulist protseduuri ning nõuded aruande sisu kohta tagavad keskkonnamõju hindamise läbipaistvuse ja reprodutseeritavuse.

Kuna aruande sisu järgib keskkonnamõju hindamise korraldust, saab aruannet koostada juba keskkonnamõju hindamise ajal. Selleks tuleb hindamise alguses kindlaks määrata iga eksperdigrupi liikme kohustused aruande koostamisel. Eriti oluline on see siis, kui ühe liikme töö tugineb otseselt teise liikme töö tulemustele. Eksperdigrupi liikmete töö sujuvuse huvides tuleb juba alguses kokku leppida aruande struktuuris (koostisosad ning nende nummerdamine) ja stiilis (jooniste ja tabelite vormistamine, viitamise kord) – see hõlbustab aruande vormistamist.

Keskkonnamõju hindamise aruande suhtes kehtivad samad üldnõuded kui muudegi aruannete puhul. Silmas tuleb pidada kõiki sihtrühmi, s.o peale asjatundjate (eksperdid, keskkonnamõju hindamise korraldamise ja järelevalvega seotud ametnikud, teadlased jt) ka muid huvigruppe ja üldsust. Aruanne peab:

- olema erapooletu;
- sisaldama ainult seda, mis on vajalik selle mõistmiseks, kuidas lõpptulemuseni jõuti (olema läbipaistev);
- sisaldama kogu informatsiooni, mis on vajalik selle mõistmiseks, kuidas lõppjäreldesteni jõuti (reprodutseeritav);
- olema analüütiline;
- olema ühtses stiilis;
- olema üldarusaadavas keeles (tuleb vältida slängi ning terminid ja lühendid peavad olema seletatud);
- olema varustatud korrektsete aruandesiseste viidete ning viidetega kasutatud kirjandusele.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse §20 lõige 11* sätestab, et vajaduse korral peab keskkonnamõju hindamise aruandes kirjeldama hindamisel ja aruande koostamisel ilmnenud raskusi. Kuigi seadus otseselt seda ei sätesta, peab aruanne tingimata iseloomustama ka keskkonnamõju prognoosimise ja hindamisega seotud määramatusi, oleks nende käsitlemine asjakohane. Nii otsustajatel kui ka huvipooltel peaks olema võimalik teada saada, milliseid eeldusi ja lihtsustusi prognoosimisel tehti, mil määral järelused põhinevad faktidel ja

objektiivsetel teaduslikel meetoditel ning mil määral eksperthinnangutel või subjektiivsetel väärtushinnangutel.

Keskkonnamõju hindamine on eksperdigrupi ühine töö ning selle eest peab kandma vastutust kogu eksperdigrupp. Seetõttu peavad kõik grupi liikmed aruande sisust ühte moodi aru saama ning jagama selles esitatud seisukohti. Vältida tuleb seda, et eksperdigrupi liikmed pole teadlikud üksteise tööst ning et kogu aruande koostamine ja tulemuste formuleerimine lasub eksperdigrupi juhil, kes halvemal juhul lihtsalt liidab kokku ekspertide esitatud osad.

***Näide.** Ühes veekogu süvendamise mõju käsitlevas keskkonnamõju hindamise aruandes oli taustkeskkonda kirjeldanud ekspert leidnud, et süvendatava veekogu põhj on liivane. See aga ei takistanud teist eksperti mõjude prognoosimise osas kirjutamast, et süvendamisel vallandub eemaldatavast põhjamudast suurel hulgal biogeene, mis soodustab veekogu eutrofeerumist.*

Soovitav on, et iga aruandeosa kirjutaja tutvustaks selle sisu eelnevalt kogu eksperdigrupile. Sellega tagatakse, et võimalikud probleemid ja lahkarvamused arutatakse õigel ajal läbi ning et aruanne sisaldab kogu eksperdigrupi ühiselt heakskiidetud seisukohti. Aruande koostab eksperdigrupi juht. Enne aruande esitamist tuleb see anda läbivaatamiseks kõigile eksperdigrupi liikmetele, et vältida toimetamisel tekkida võivaid ebatäpsusi. Aruande mõistetavuse kontrollimiseks on soovitatav anda see lugeda ka mõnele eksperdigruppi mittekuuluvale isikule. Väga vajalik on asjatundja tehtud keelekorrastus.

Aruandevead võib liigitada vormilisteks ja sisulisteks. Vormiliste vigade alla kuuluvad:

- halb liigendus;
- halb keel;
- illustratiivse materjali ebapiisavus;
- halb vormistus ning vigased joonised;
- puudulikud viited.

Sisulised vead on:

- kavandamisel tehtud vead, mille tõttu on olulisi asju jäänud tegemata ning tehtud on mittevajalikku;
- valesti tehtud vajalikud asjad (valed eeldused, ebakorrektsed lähteandmed, ebaõiged meetodid, vigane arutluskäik, arvutusvead).

## **2.12 Keskkonnamõju hindamise kvaliteedi hindamine**

Keskkonnamõju hindamise kvaliteedi üle otsustamisel tuleb arvestada kolme asjaolu:

- hindamisprotseduuri vastavust õigusaktide nõuetele;
- aruande sisu ja vormi vastavust õigusaktide nõuetele;
- hindamise sisulist korrektsust.

*Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus* sätestab (vt 2.1), et esimest kahte asjaolu kontrollib järelevalvaja, s.o. keskkonnateenistus või Keskkonnaministerium. Keskkonnamõju hindamise sisulise korrektsuse kontrollimist seadus otseselt ei reguleeri. Sisulise korrektsus tähendab vastavust järgmistele tingimustele:

- kõik reaalsed alternatiivid on käsitletud;
- kõik olulised keskkonnamõjud on käsitletud;
- mõjutatava ala kirjeldus on adekvaatne (tegurite valik põhjendatud, andmed esinduslikud, kriitiline analüüs tehtud, erapooletus tagatud);
- oluliste keskkonnamõjude prognoos põhineb kogu kättesaadava asjakohase informatsiooni adekvaatsel kasutamisel (lähteandmete korrektsusel);
- prognoosimismeetodite valik vastab lähteandmetele, keskkonnamõju iseloomule ja olulisusele;
- alternatiivide võrdlemine on läbipaistev (kriteeriumid selgelt määratletud, võrdlusmetoodika arusaadav);
- kogu keskkonnamõju hindamine on reprodutseeritav.



Lõpliku hinnangu keskkonnamõju hindamise kvaliteedile saab anda alles pärast kavandatava tegevuse elluviimist. Sellele järgnev seire näitab, kas prognoositud mõju tõesti ilmnes, kas pakutud meetmed negatiivsete keskkonnamõjude leevendamiseks olid piisavalt tõhusad ning kas ei ilmnenud mõjusid, eriti negatiivseid mõjusid, mida ei osatud ette näha. Sealjuures tuleb silmas pidada, et keskkonnamõju prognoos on enamasti tõenäosuslik ning seotud teatava määramatusega.

### 3. KESKKONNARISKI HINDAMINE

#### 3.1 Keskkonnariski hindamise õiguslik regulatsioon

Keskkonnariski hindamisele on pühendatud kaks Euroopa Liidu direktiivi: direktiiv 67/548/EEC, mis käsitleb kemikaalide ohtlikkust ning sellest tuleneva riski ohjamise meetmeid (mürgistamine, pakendamine), ning direktiiv 93/67/EEC, mis käsitleb uutest kemikaalidest inimesele ja keskkonnale põhjustatava riski hindamist. On olemas ka juba tuntud ainetest lähtuvale riskile pühendatud määrus (Commission Regulation, 1994). Kemikaalidesse puutuvate nõuete korrastamiseks on algatatud määrus REACH (*Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals*).

Eestis reguleerib kemikaalide kasutamist *Kemikaaliseadus*. Sellele tugineb sotsiaalministri 24. detsembri 2004.a määrus nr 122 *Ohtlike kemikaalide identifitseerimise, klassifitseerimise, pakendamise ja mürgistamise kord*, mis käsitleb ainete ja valmististe (ainesegude) keskkonnohtlikkuse hindamist ja klassifikatsiooni. Määrus jaotab ained ja valmistised veekeskkonnale ohtlikkuse poolest kahte gruppi ning tähistab nad riskitähistega:

- R 50 – veeorganismidele väga mürgine;
- R 53 – võib avaldada pikaajalist veekeskonda kahjustavat mõju.

*Veeseaduse* §26 lõige 1 defineerib ohtliku aine kui elemendi või ühendi, mis mürgisuse, püsivuse või bioakumulatsiooni tõttu põhjustab või võib põhjustada ohtu inimese tervisele ning kahjustab või võib kahjustada teisi elusorganisme või ökosüsteeme (RT I 1994, 40, 655). Keskkonnaministri 21. augusti 2001.a määrus nr 44 *Veekeskkonnale ohtlike ainete nimistud 1 ja 2* määrab ained, mille otseheidet või muul viisil vette sattumist peab vältima (nimistu 1) või piirama (nimistu 2).

Ülalloetletud õigusaktid piirduvad kemikaalidest lähtuva riskiga. Erinevalt laialtlevinud arusaamast (nt Callow, 1997; Asante-Deah, 1998; Paustenbach,

2002), et keskkonnarisk hõlmab nii inimestele (*human risk*) kui ka loodusobjektidele suunatud riski (*ecological risk*), mõistavad direktiivid keskkonnariski all üksnes loodusobjektide ohustamist. Pealegi käsitlevad nad riski väga üldises tähenduses, sidumata seda konkreetsete sihtobjektidega, nagu seda teeb Ameerika Ühendriikide Keskkonnakaitseagentuur (US EPA, 1998). Seetõttu kaob neis selge piir mõistete “risk” ja “ohtlikkus” vahel – risk on sisuliselt taandatud ohtlikkuseks. See on ka mõistetav, sest direktiivid peavad silmas riskiohjamisvõtteid, mis seisnevad peamiselt kemikaalide käitlemisnõuete kehtestamises, nt kemikaalide klassifitseerimist ohtlikkuse alusel, pakendamist ning tähistamist. Siit tuleneb meie regulatsioonide oluline erinevus Ameerika Ühendriikides levinud lähenemisviisist, mille puhul riski hindamine on alati seotud konkreetsete olude ning sihtobjektidega.

Mõned õigusaktid käsitlevad riskianalüüsi, mis osaliselt kattub keskkonnariski hindamisega, kuid on sellest tunduvalt kitsam. Riskianalüüs piirdub õnnetusjuhtumite tekitatud mõjuga, pidades silmas peamiselt otseseid mõjusid. *Hädaolukordadeks valmisoleku seadus* sätestab, et hädaolukordade väljaselgitamiseks tuleb teha ministeeriumide, maakondade, kohalike omavalitsuste ning ohtlike ettevõtete kohta riskianalüüs. Kuidas seda tegema peab, on lühidalt kirjas siseministri 26. juuli 2001.a määruses nr 78 *Maakonna ning valla ja linna riskianalüüsi meetodika*. Selle määruse §9 lõige 7 nimetab õnnetuse võimalike tagajärgede hulgas ka kahju keskkonnale ning lisas 2 on viieastmeline keskkonnakahjude hindamise klassifikatsioon\*:

- A – ei ohusta keskkonda;
- B – kahjud, mis kaovad ise ilma muid tagajärgi põhjustamata või on likvideeritavad päästetööde käigus;
- C – täielikult kaduv või kõrvaldatav kahju, mis mõjutab ümbritsevat elukeskkonda või millest tulenevalt tuleb kehtestada ajutisi piiranguid;
- D – elukeskkonna pikaajaline või tõsine kahjustus, mis on suuremas osas kaduv või kõrvaldatav;
- E – kohaliku elukeskkonna hävingut põhjustav kahju, mis ei kao ega ole kõrvaldatav.

\* Seaduse kaksitimõistetav sõnastus 'taastuv või taastumatu kahju' on siin asendatud sõnastusega 'kaduv või kõrvaldatav kahju'

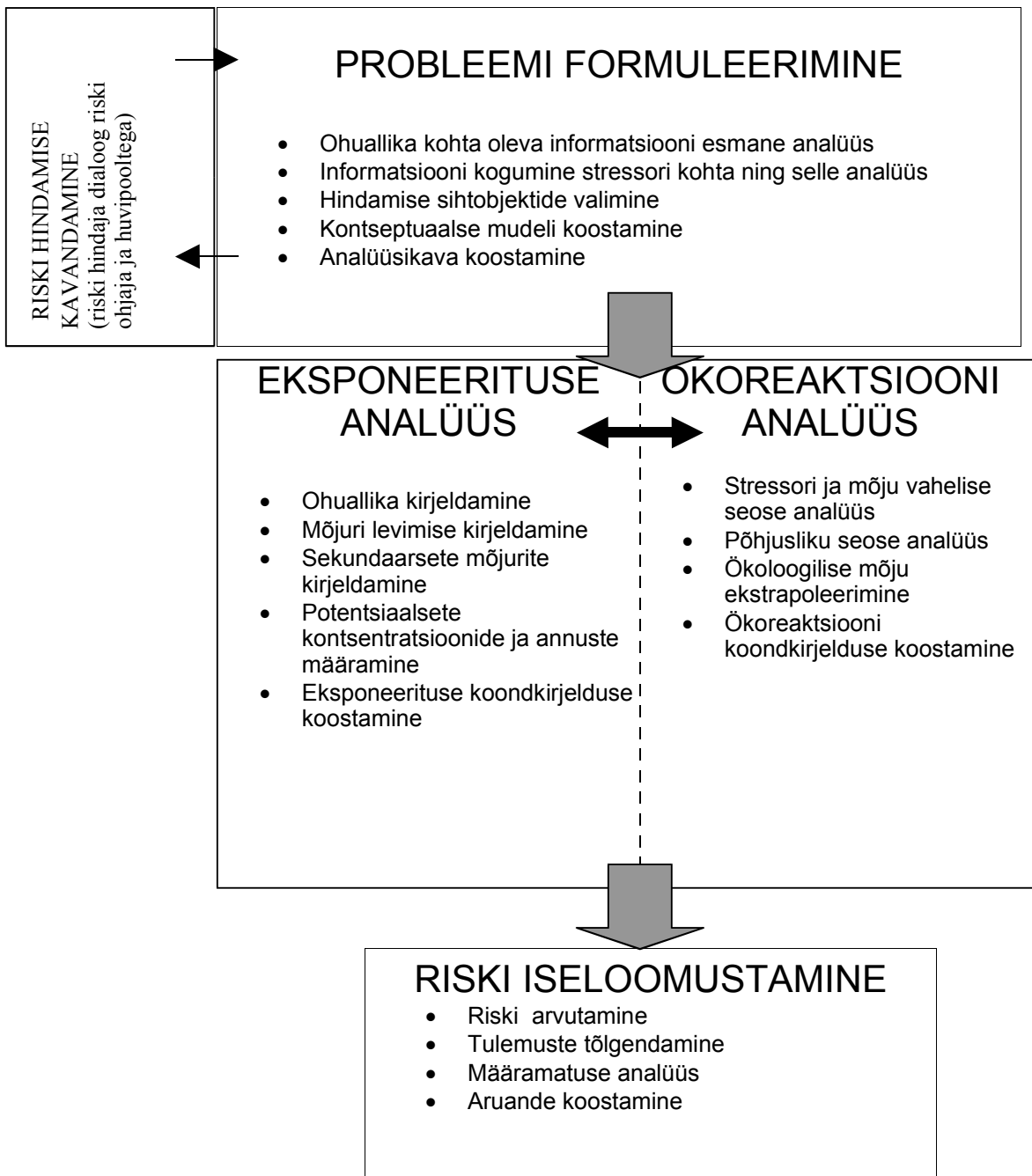
*Kemikaalseaduse §6 defineerib ohtlikud ja suurõnnetusohtlikud ettevõtted. Seda seadust täpsustab siseministri 24. mai 2004.a määrus nr 55 Ohtliku ja suurõnnetuse ohuga ettevõtete teabelehe, ohutusaruande ja hädaolukorra lahendamise plaanide koostamise ja esitamise kord ning suurõnnetuse ohuga ettevõtete loetelu pidamine. Määruse §2 sätestab, et ohutusaruanne, ohutuse tagamise süsteem, teabeleht ja hädaolukordade lahendamise kava peavad põhinema riskianalüüsil. Sama määruse §7 lõike 4 järgi peab riskianalüüs käsitlema ka keskkonnakahjustusi.*

### **3.2 Keskkonnariski hindamise korraldus**

Kuigi iga keskkonnariski hindamine võib detailides erinev olla, koosneb ta alati neljast põhietapist (Joonis 3.1):

- Probleemi formuleerimine (ohu määratlemine või adumine) – mõjuri olemasolu ning tema potentsiaalsetele sihtobjektidele (retseptoritele) avaldatava võimaliku ohu kvalitatiivne hindamine. Kui mõjur on kemikaal, kirjeldatakse ka kemikaali asukohta, kogust ning ohtlikkust (toksilisus, püsivus keskkonnas, bioakumulatsioon jms). Ohu määratlemisse kuulub ka esmase teabe kogumine sihtobjektide ning mõjuri levimistee kohta.
- Eksponeerituse analüüs, millega selgitatakse, kuidas ning kui palju tegelikud või võimalikud sihtobjektid on mõjurile otseselt või kaudselt kättesaadavad. Kemikaalide puhul tuleb selgeks teha, kuidas kemikaal ohuallikast sihtobjektideni jõuab, kemikaali kontsentratsioon kokkupuutekohas ning kokkupuute sagedus ja kestus. Kui sihtobjektid on organismid, tuleb määrata neile tegelikult või võimalikult mõjuvate annuste suurus. Olulised on ka andmed ainevahetuse iseärasuste kohta. Eksponeerituse hindamine lõpeb eksponeerituse koondkirjelduse koostamisega.

- Ökoreaktsiooni analüüs, mis uurib seost mõjuri ning selle põhjustatud tagajärje (mõju) vahel. Käsitletakse negatiivse mõju liike ning eksponeerituse ja negatiivse muutuse vahelist kvantitatiivset seost. Kemikaalide puhul tähendab see toksilisuse hindamist (kuigi mitte ainult seda) ning kvantitatiivse seose määramist annuse või kontsentratsiooni ning mõjutatavas objektis tekkinud negatiivse muutuse vahel. Käsitleda tuleb ka määramatusi, mis on selle seose iseloomustamisel olulised, ning hinnata tõendite kaalukust. Ökoreaktsiooni hindamine lõpeb ökoreaktsiooni koondkirjelduse koostamisega.
- Riski iseloomustus, mis ühendab eksponeerituse ning ökoreaktsiooni koondkirjeldused. Selles on vaja käsitleda ka määramatust ning tõlgendada saadud tulemust.



Joonis 3.1. Keskkonnariski hindamise põhiskeem

### **3.3 Keskkonnariski (ökoloogilise riski) hindamise kavandamine**

#### **3.3.1 Keskkonnariski hindamise algatamine**

Riski hindamisel peab teaduslikud andmed muutma riski ohjajale kasutatavaks teabeks, mis näitab inimtegevuse tagajärgede ning keskkonnakorraldusliku eesmärgi seost. Kavandamine toimub riski ohjaja, riski hindaja ning huvipoolte dialoogina, mille algatab riski ohjaja. Esmalt peavad riski ohjaja ning riski hindaja veenduma, et just keskkonnariski hindamine abistaks ohjajat keskkonnakorralduslike eesmärkide saavutamiseks vajalike otsuste tegemisel.

#### **3.3.2 Keskkonnakorralduse eesmärgid ning valikud**

Keskkonnakorralduse eesmärgid peaksid väljendama väärtusi, mida riski ohjajad ning asjaosalised oluliseks peavad. Kui riski ohjaja ja hindaja jõuavad keskkonnakorralduslikest eesmärkidest lähtudes järeldusele, et riski hindamine võimaldab otsuseid paremini põhjendada, lepitakse kokku, mida keskkonnariski hindamisel käsitleda ning kui põhjalikult on seda vaja teha. Riski ohjaja teatab, milliste otsuste toetamiseks on riski hindamist vaja ning millist teavet sellest oodatakse. Riski hindajad selgitavad, millisele teabele võib riski hindamisel tugineda ning millised on määramatused. Riski hindajad võivad ohjajale pakkuda täiendavaid valikuvariante.

Eesmärkide ja valikute arutamisse võib kaasata ka huvigruppe. Seda siiski üldnõudeks ei peeta (US EPA, 1998) ning selle otstarbekuse ja ulatuse üle otsustavad riski ohjaja ning riski hindaja, silmas pidades konkreetseid olusid.

#### **3.3.3 Keskkonnariski hindamise põhjalikkus**

Riski hindamise põhjalikkuse esmane hinnang oleneb sellest, kui üksikasjalikku

teavet on otsuse tegemiseks vaja, teisisõnu – kui suur tohib otsuse tegemisel olla määramatus. Hindamine ei pea tingimata olema väga põhjalik. Iga keskkonnariski hindamine on piiratud selleks olemasolevate vahenditega, nagu usaldusväärsete andmete kättesaadavus ja teaduslik läbitöötatus, hindajate asjatundlikkus, hindamiseks antud aeg ning eraldatud raha. Riski ohjaja ja hindaja peavad arutama, kui suur peab olema hindamistäpsus, millised on hindamisega seotud võimalikud määramatused, milliseid vahendeid nende vähendamine nõuab ning kuidas vahendeid otstarbekalt kasutada. Mõnel juhul võib sobida astmeline hindamine, mille puhul riski hinnatakse algul ligikaudselt (*screening level*) ning üksikasjalikult vaid vajaduse korral. Astmeliselt hinnatakse sageli kemikaalide ohtlikkust.

### 3.3.4 Keskkonnariski hindamise kava

Kavandamisel on vaja kokku leppida järgnevas:

- milliseid keskkonnakorralduslikke eesmärke riski ohjaja taotleb,
- kas hindamine peab toetama keskkonnakorraldusliku valiku tegemist,
- milliseid ülesandeid, sh edukuskriteeriume, seatakse ülesannete täitmise hindamiseks,
- hindamise käsitlusala ja erilist tähelepanu vajavad aspektid,
- hindamiseks kasutada olevad ressursid. █

Kokkulepe võiks hõlmata ka neid keskkonnariski hindamise korralduse ning metoodilisi aspekte, mis on seotud õiguslike nõuetega või tulenevad keskkonnariski hindamise põhjustest ning kontekstist – nt õigusaktide sätteid (vt p. 3.1) ning stressorite levimist kirjeldavate mudelite valimist. Keskkonnariski hindamise dokumenteeritud kava võimaldab jälgida, et esialgseid kavatsusi hindamise ajal ei unustata, ning vajaduse korral kava muuta.

Kavandamist peab hoidma lahus keskkonnariski hindamise teaduslikust osast. See aitab tagada, et poliitilised huvid, mis on olulised keskkonnariski hindamise



eesmärgi määratlemisel, ei pääseks hindamise objektiivsust mõjutama.

### **3.4 Probleemi formuleerimine**

Probleemi formuleerimine on kavandamise jätk ning sellega tihedalt seotud. Enamasti neid käsitletaksegi koos, kuigi US EPA ökoloogilise riski hindamise juhend soovib neid lahus hoida. Probleemi formuleerimisel riski ohjajate, hindajate ja huvipoolte koostöö jätkub. Vajadusel täpsustatakse keskkonnariski hindamise ülesannet (otsustusi, mida keskkonnariski hindamine peab toetama). Järgneb asjakohase informatsiooni kogumine ja analüüsimine, mille tulemusena täpsustatakse esmast ettekujutust käsitletava inimtegevuse ja selle eeldatava keskkonnamõju kohta. Analüüsi põhjal määratletakse riski sihtobjektid ning koostatakse kontseptuaalne mudel, mille alusel hindajate grupp koostab oma hindamiskava. Kui olemasolevast informatsioonist ei piisa riski soovitud täpsusega hindamiseks, tuleb kaaluda lünkade täitmise võimalusi, nt rakendades lihtsustavaid eeldusi või otsides täiendavat infot. Kui täiendavad uuringud osutuvad mõõdapääsmatuks, tuleb need võtta hindamiskavasse. Vajalikud andmed tuleb koguda juba enne järgmist, s.o analüüsimisetappi.

#### **3.4.1 Sihtobjektide määratlemine**

Keskkonnakorralduse eesmärgid on liiga üldised, et nende järgi oleks võimalik kavandada ökoloogilise riski hindamist. Seetõttu tuleb nad ümber sõnastada nii, et nad saaksid ökoloogilise sisu, s.o seada sihtobjektid.

Sihtobjektide määratlemine tähendab ökoloogilise objekti ja selle vaatluse alla võetavate omaduste valimist. Ökoloogilised objektid võivad olla nt populatsioonid, kooslused või ökosüsteemid. Sihtobjektiks valitud ökoloogilise objektile tuleb valida omadused, mille kaudu saab seda piisavalt iseloomustada. Seega peavad valitud sihtobjektid olema mõõdetavad nii objekti kui ka selle konkreetsete omaduste poolest. See ei tähenda aga seda, et sihtobjekti valikul

lähtutaks mõõtmise hõlpsusest – objekti ei valita üksnes seetõttu, et tema jaoks on olemas sobivad mõõtmismetoodikad ja/või mõõtmisandmed. Ühe keskkonnariski hindamise raames võib määratleda mitu sihtobjekti. Kui käsitlus piirdub veekogudega, võivad sihtobjektid olla veeökosüsteemid või nende elemendid. Sealjuures on tähtis, et sihtobjektid väljendaksid adekvaatselt keskkonnakorralduslikke eesmärke.

US EPA (1998) loeb sihtobjektide valimise kriteeriumideks veel nende ökoloogilise olulisuse ning tundlikkuse käsitletava mõjuri (stressori) suhtes. See suunab tegelema selliste madalamal hierarhiatasemel olevate sihtobjektidega, mis oluliselt mõjutavad kõrgemal hierarhiatasemel olevaid objekte ning mis on stressori suhtes tundlikud. Näiteks sobivad veekogule kemikaalide sissevoolust tuleneva riski hindamisel sihtobjektideks liigid, kes on mõjuriks oleva kemikaali suhtes tundlikud ning kes on tähtsad veekogu ökosüsteemi struktuuri ja funktsioneerimise seisukohalt. Ökoloogilist olulisust tuleb sel juhul mõista just konkreetse ökosüsteemi kontekstis, st et ökoloogiliselt olulised saavad olla ainult vaadeldavasse ökosüsteemi kuuluvad liigid. Ökoloogilise olulisuse määratlemine sõltub sihtobjekti positsioonist ökosüsteemis.

**Näide.** Keskkonnakorralduslik eesmärk võib olla mingi järve säilitamine puhkealana, mille all mõistetakse järve esteetilist külge, suplustingimusi ja kalastamisvõimalust. Kui sihtobjektiks on valitud järve ökosüsteem, võivad mõõdetavad omadused olla vee värvus ning läbipaistvus, s.o tegurid, mis iseloomustavad ökosüsteemi esteetilist väärtust. Madalamal hierarhiatasandil võib sihtobjektiks valida teatava vetikarühma, nt toksilised sinivetikad, ning mõõdetavaks omaduseks nende hulga. Hulgaliselt esinevad sinivetikad halvendavad suplustingimusi ning mõjutavad kogu ökosüsteemi, sest toksiliste vetikate masspaljunemine võib avaldada kahjulikku mõju järve muudele olulistele omadustele. Sihtobjekt võib olla ka põhjataimestik, mille vohamine on samuti suplustingimusi mõjutav tegur.

### 3.4.2 Kontseptuaalne mudel

Kontseptuaalne mudel kirjeldab võimalikku seost riski tekitava mõjuri (stressori) ja sihtobjektide vahel. Kontseptuaalne mudel koosneb kahest osast:

- sõnalisest riskihüpooteesist (või mitmest hüpooteesist), mis kirjeldab eeldatavaid seosed stressori ja sihtobjekti vahel ning nende valiku põhjendust;
- riskihüpooteesi illustreerivast joonisest.

Riskihüpootees võtab kokku teabe riskiallika ning mõjuri (stressori) omaduste kohta ning annab eksponeerituse võimaliku skeemi ja mõjuliigi, mida stressor sihtobjektis eeldatavasti tekitab. Riskihüpooteesid võivad olla väga erineva keerukusega. Kõige lihtsamal juhul piirdub hüpootees ühe stressori ja ühe sihtobjekti vahelise seosega. Kui on tegemist mitme stressoriga ning arvestada tuleb nende koosmõju ning mitmesuguseid kaudseid mõjusid, sealhulgas tagasisidemeid, võib riskihüpootees olla väga keeruline. Keerulisus sõltub ka sellest, kui täpne peab olema hindamine. Täpsus tuleneb omakorda hindamise ülesandest. Riskihüpooteesi koostamisel tuginetakse mitmesugusele teabele – teaduslikest faktidest subjektiivsete hinnanguteni.

Riskihüpooteesi formuleerimine aitab esile tuua andmevajaduse ning võimalikud andmelüngad. Leitud andmed võivad mõnikord olla vasturääkivad. Kui objektiivne alus valiku tegemiseks (andmete kvaliteedi hinnang) puudub, peaksid riskihüpooteesid hõlmama ka üksteist välistavaid variante seni, kuni täiendavad andmed ei anna alust mõnda neist eelistada. Täiendavat teavet võib saada järgmises hindamisetapis (analüüs), kus andmeid põhjalikumalt analüüsitakse, või täiendavast uuringust. Kui otsustatakse täiendava uuringu kasuks, tuleb see teha enne hindamise jätkamist.

Graafiline esitus peab vastama sõnalisele riskihüpooteesile ning seda täiendama. Võrk- või vooldiagrammil on mugav näidata andmelünki ning olulisemaid ning põhjalikumalt käsitlust väärivaid seoseid.

Kontseptuaalse mudeli esmased versioonid hõlmavad tavaliselt suurt

(potentsiaalset) seosehulka. Kui teavet juurde saadakse, on võimalik eristada eeldatavalt olulisemad seosed, millele hindamine keskendub. Valiku põhjendus tuleb dokumenteerida.

Keskkonnariski hindamisele on iseloomulik teatav määramatus (vt 3.2). Kuna kontseptuaalses mudelis piiritletakse, millega keskkonnariski hindamisel tegelema hakatakse ning kui põhjalikult seda hinnatakse, peitub piiritlemises oluline määramatuse allikas. Määramatus tuleneb teadlikest lihtsustustest ning ebapiisavast teabest. Kontseptuaalse mudeli koostamisel tuleb valida sobiv üldistusaste, mis tähendab paratamatult mingi informatsiooni kõrvalejätmist. Mingi määramatus tuleneb ka puudulikest teadmistest stressori käitumise kohta eri ökosüsteemides ning stressori tekitatud kaudsete mõjude ning mitme stressori koosmõju puudulikus tundmises. Määramatus võib olla nii kvalitatiivne (ei teata seoste olemasolu või iseloomu) kui ka kvantitatiivne (seose olemasolu on teada, kuid puuduvad andmed selle kvantitatiivseks kirjeldamiseks). Arvestada tuleb ka seda, et avatud isereguleeruvatele hierarhilistele süsteemidele, mille hulka kuuluvad ökosüsteemid, on teatav määramatus omane (Jørgensen and Müller, 2000).

Kontseptuaalset mudelit tuleb tutvustada riskiohjajale, saavutamaks ühist arusaamist selles, et hindamise käsitusala vastab seatud ülesandele ning riskiohjaja ootustele, mis omakorda tulenevad keskkonnakorralduse eesmärkidest ja valikutest, mille toetamiseks riski hinnatakse. Vajaduse korral tuleb kontseptuaalset mudelit korrigeerida. Mudeli adekvaatsust tuleb kontrollida järgmistes hindamisetappides, vastavalt täiendavate andmete lisandumisele. Kui täiendav teave võimaldab mudelit korrigeerida, nii et see võimaldab hindamise ülesannet paremini täita, tuleb seda teha.

### **3.4.2 Hindamiskava**

Probleemi formuleerimine lõpeb hindamiskava koostamisega. Kavas võetakse juba tehtu kokku ning näidatakse, kuidas hindamine hakkab toimuma, st milliseid

riskihüpoteese käsitletakse, millistele andmetele käsitus hakkab tuginema ning milliseid meetodeid kasutatakse. Oluline on selgelt näidata, milliseid muutujaid hindamine käsitleb. Muutujad võib jagada kolme gruppi:

- muutujad, mis kirjeldavad mõjuri liikumist ja sellega kaasnevaid mõjusid. Kui mõjur on mingi kemikaal, kirjeldatakse selle levimisteed: sissekannet veekogusse, liikumist vees, migratsiooni põhjasetetesse, akumulereerumist elustikku ning liikumist toitumisvõrgus. Kui riskihüpotees näitab, et kemikaal kutsub esile uut tüüpi mõjureid, tuleb rakendada ka neid iseloomustavaid muutujaid. Stressor võib nt kahjustada sihtobjekti toiduobjekte, tekitades sel moel sekundaarse stressori – toidupuuduse;
- muutujad, mis kirjeldavad sihtobjekti seisundit. Kui sihtobjektiks valitakse inimestele oluline kalapopulatsioon, on muutujad populatsiooni suurus, produktiivsus ning stressoriks oleva kemikaali sisaldus kalades;
- ökosüsteemi iseloomustavad muutujad, mis mõjutavad mõjuri levimisteed ning sihtobjektide reageerimist stressori toimele. Kui mõjur on kemikaal, on sellised muutujad nt hoovuste suund ja kiirus, vee temperatuur, soolsus ja heljumisisaldus, põhjasetete iseloom, kalade toidubaas, kalade migratsiooniteed ja koelmute asukohad.

Hindamiskava alusel saavad riski hindajad ja ohjajad jõuda ühisele arusaamisele kavandatava hindamise võimalustest ning vastavusest riski ohjaja vajadustele.

### **3.5 Eksponeerituse analüüs**

Eksponeerituse analüüs järgib eelmises etapis koostatud hindamiskava, mis omakorda toetus kontseptuaalsele mudelile. Analüüs peab näitama, milliseid teid pidi ning millisel kujul ja määral mõjur sihtobjektideni jõuab ning kuidas objekt stressori toimele avatuks muutub. Analüüsimisviis sõltub suurel määral stressori iseloomust ning võib ulatuda kvalitatiivsest kuni põhjaliku kvantitatiivse käsituseni. Kui mõjur on kemikaal, hõlmab eksponeerituse analüüs selle allikaid ning kõiki teid, mille kaudu kemikaal sihtobjektideni jõuab ning nendesse

siseneb. Samal moel tuleb käsitleda ka kontseptuaalses mudelis määratletud sekundaarseid stressoreid. Kui esmaseid stressoreid on enamasti võimalik suurema või väiksema täpsusega kvantitatiivselt hinnata, siis sekundaarseile võib tihtipeale anda vaid kvalitatiivse hinnangu.

Avatus stressori toimele ei tähenda tingimata kontakti, isegi mitte visuaalset. Organismides võib stressi põhjustada mingi ressursi puudus (nt toit, varjupaigad, vee ebapiisav hapnikusisaldus), mida on põhjustanud esmane mõjur, nt toiduobjektide hävimine kokkupuute tõttu toksilise kemikaaliga või varjupaikade kadumine veetaseme muutumise tõttu.

Eksponeerituse analüüsi alustatakse tavaliselt ohuallikatest, kuid võimalik on ka vastupidine käik – alustatakse sihtobjektist ning stressori eeldatavat levimisteed pidi püütakse leida ohuallikas. See hindamisviis sobib siis, kui sihtobjektis on mingi negatiivne mõju juba ilmnunud ning hindamise ülesanne on leida seda põhjustanud ohuallikad ning hinnata nende osatähtsust täheldatud mõju tekkimisel. Alustada võib ka keskelt – nt otsida seost vees leiduva stressori ning stressiallika ja sihtobjektide vahel.

***Näide.** Dioksiini avastamise korral kalades (sihtobjekt on teatud merepiirkonna kalaliik, oluline näitaja kalade lihaskoe dioksiinisisaldus) selgitatakse 1) teed, mille kaudu need ühendid jõuavad kaladesse (toiduga, otse veest), 2) kuidas need ained jõuavad kalade toiduobjektidesse (liikumine toitumisahelas, otse veest), 3) kuidas need ained satuvad veekogusse (heitveega, jõgede kaudu, sademetega). Analüüsi jätkatakse kuni esmane allikas (nt jäätmeprületusettevõtte) kindlaks tehakse.*

### **3.5.1 Ohuallikate iseloomustamine**

Esmane ohuallikas või -allikad tehakse kindlaks juba siis, kui oht määratletakse (probleem formuleeritakse) ning riski hindamist algatatakse ja kavandatakse. Ohuallikate esmane kirjeldamine toimub juba kavandamisel, analüüsielulisel käsitlatakse neid põhjalikumalt. Riski võib tekitada ohuallikast vallandunud mõjur

(energia, aine või organismid), mis jõuab ise või mille tekitatud kaudsed mõjurid jõuavad (võivad jõuda) sihtobjektideni ning neile ebasoovitavat mõju avaldada (olla stressoriks). Mõjurite vallandumise iseloomustamine on esimene samm eksponeerituse hindamisel. Vallandumine võib olla tavapärane (nt heitvee laskmine veekogusse), või juhtuda hädaolukordades või õnnetusjuhtumite tagajärjel.

Ohuallikad võib jagada kahte rühma:

- esmased ohuallikad, millest vallandunud mõjur liigub otse veekogusse, nt heitvett veekogusse juhtivad ettevõtted või veesõidukid;
- ohuallikana käsitletavat keskkonnakomponendid, milles mõjurid paiknevad, nt võib ohuallikaks olla reostunud pinnas, millest mingi aine migreerub põhjavette ning selle kaudu pinnaveekogusse (esmast ohuallikat, mis pinnase reostas, ei tarvitse sealjuures enam eksisteerida).

Veekogusid ohustava keskkonnariski hindamisel tuleb kaaluda, kas võtta ohuallikatena vaatluse alla esmased allikad, s.o objektid ja tegevused, millest stressor keskkonda pääseb, või sekundaarsed allikaid, s.o keskkonnakomponendid, mille kaudu stressor veekogusse jõuab. Valiku tegemine sõltub riski hindamise eesmärgist ning riski ohjaja vajadustest. Kui esmane ohuallikas jääb väljapoole hindamises käsitletava ala piire, tuleks piirduda sekundaarsete allikatega.

Ohuallika kirjeldus hõlmab asukohta, allika tugevust (kui palju stressorit vallandub või võib vallanduda) ning vallandumise ajalist kulgu (pidev, korrapärane, juhuslik) Ohuallika määratlemisel on tähtis selgitada, millisel kujul stressor vallandub. Raskmetallid võivad nt vallanduda lahustunult ioonsel kujul, olla seotud lahustunud orgaanilistesse ainetesse või adsorbeeruda tahkete osakeste pinnale. Oluline on teada, kas peale uuritava stressori võib ohuallikast vallanduda ka muid stressori käitumist mõjutavaid mõjureid.

Kui ohuallikat otsitakse sihtobjektist ohuallika poole, tuleb arvestada, et

ohuallikaid võib olla mitu. Et stressoreid (nt raskmetalle) võib leida ka loodusvees ning nad ei pruugi pärineda inimtegevusest, võib neid olla võimalik mingi allikaga seostada vaid teatava lähendusena.

Ohuallika kirjeldamisel tuleb lähtuda riski hindamise ülesandest. Sellest tulenevalt võib olla vaja piirduda konkreetsete ohuallikatega ning kindlaks teha nendest lähtuvaid riske. Selline lähenemine on tavaline siis, kui hindamisel lähtutakse ohuallikast. Kui aga hindamine lähtub sihtobjektist ning selles ilmnenud mõjust, tuleb määratleda ja iseloomustada kõiki ohuallikaid, mille koosmõjul risk kujuneb ning hinnata nende osatähtsust.

### 3.5.2 Mõjuri levimistee kirjeldamine

Eksponeerituse analüüsi järgmine samm on ohuallikast vallandunud (või vallanduda võiva) stressori liikumistee kirjeldamine vastavalt kavandamisel koostatud kontseptuaalsele mudelile.

Lihtsaim viis kemikaali levimise kirjeldamiseks põhineb kemikaalide jaotumisel eri keskkonnaosade (vesi, põhjasete, elustik) vahel, mida iseloomustavad kemikaali ning keskkonnaosa omadustest sõltuvad jaotustegurid. Enamtuntud on kemikaali jaotumist vee ja õhu vahel kirjeldav suhtarv  $K_w$ :

$$K_w = \frac{C_v}{C_o} = \frac{1}{H},$$

kus  $C_v$  on kemikaali kontsentratsioon vees,  $C_o$  – kemikaali kontsentratsioon õhus ning  $H$  on Henry konstant.

Kemikaali jaotumist vee ja põhjasete vahel (*soil-water partition*) iseloomustatakse kontsentratsioonisuhtega  $K_d$  ning orgaanilise süsiniku settesse kogunemist (*organic carbon adsorption*) näitava suhtarvuga  $K_{oc}$ :



$$K_d = \frac{C_s}{C_v},$$

kus  $C_s$  on kemikaali kontsentratsioon põhjasettes ning  $C_v$  – kemikaali kontsentratsioon vees;

$$K_{oc} = \frac{C_{oc}}{C_v},$$

kus  $C_{oc}$  on settesse kogunenud kemikaali kogus orgaanilise süsiniku massiühiku kohta ning  $C_v$  – kemikaali kontsentratsioon vees.

$K_d$  iseloomustab kemikaali seotust põhjasettega – mida suurem on  $K_d$ , seda suurem on veekogusse sattunud kemikaali kalduvus adsorbeeruda mineraalsetele setteosakestele.  $K_d$  suurus sõltub nii kemikaalist kui ka põhjasette omadustest. Paljude kemikaalide kogunemine põhjasettesse sõltub sette orgaanilise aine sisaldusest, mida on võimalik avaldada orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni kaudu. Kemikaali jaotumist vee ja sette vahel saab siis avaldada suhtega  $K_{oc}$ , mille väärtus kõigub valdavalt vahemikus 1–10<sup>7</sup>.

Kemikaalide kuhjumist organismidesse iseloomustab bioakumulatsioonitegur (BCF):

$$BCF = \frac{C_{organism}}{C_{keskkonn}}$$

BFC väärtused sõltuvad nii kemikaalist kui ka liigist ning on enamasti vahemikus 1–10<sup>6</sup>.

Hüdrofoobsete kemikaalide, sealhulgas mitmesuguste kloororgaaniliste ühendite kuhjumist elustikku iseloomustab nn oktanol/vesi-jaotustegur ( $K_{ow}$ ), mida defineeritakse kemikaali jaotusena kahefaasilises süsteemis:

$$K_{ow} = \frac{C_o}{C_v},$$

kus  $C_o$  on ja  $C_v$  on vastavalt kemikaali kontsentratsioon oktanoolis ja vees. Suure  $K_{ow}$ -väärtusega kemikaalid, nt dioksiinid, kuhjuvad organismide rasvkoesse. Põhjalikku ülevaadet kemikaalide jaotustegurite ning nende rakendamise kohta vt D. Mackay (2001).

Ainete (keemiliste mõjurite) liikumise üksikasjalikku kirjeldamist alustatakse mehaanilisest liikumisest veekeskkonnas, mis oleneb kemikaali omadustest, suubla morfoloogilistest teguritest ning selles toimuvatest hüdrodünaamilistest protsessidest. Punktallikast vooluveekogusse sattunud kemikaal hajub vee liikumise tulemusena ning selle kontsentratsioon allavoolu väheneb. Järve või merre pääsenud aineid kannavad edasi hoovused, mõnikord ka keerised. Püstsuunaline liikumine sõltub lainetusest, turbulentsusest ja konvektiivsest liikumisest, mida mõjutab vee temperatuurist või soolsusest põhjustatud kihistumine (stratifikatsioon). Orgaaniliste keemiliste stressorite puhul tuleb arvestada ka nende lagunemist, nt bioloogilist või fotokeemilist lagunemist, mille tulemusena stressori hulk võib väheneda. Lagunemine või lagusaadused võivad tekitada sekundaarseid stressoreid (vt 3.5.3). Võimalik on ka stressori väljumine veekogust, nt aurumise tulemusena. Eri omadustega stressorite (nt veest kergemad või vees lahustuvad ained) edasikande kirjeldamiseks on välja töötatud hulk mudeleid, millest mõned on tabelis 3.1.

Tabel 3.1. Keskkonnariski hindamisel kemikaalide liikumist veekogudes kirjeldavad mudelid (Asante-Duah, 1998, täiendatud)

Mudel	Kasutusala	Allikas
SOLUTE	Mitme mudelist koosnev pakett saasteaine levimise 1D-, 2D- ja 3D-modelleerimiseks põhjavees	IGWMC-Europe
MOC	<i>Method-of-Characteristics</i> , sobib saasteaine levimise 1D- ja 2D- prognoosimiseks põhjavees anisotroopsetes tingimustes	USEPA

AT123D	<i>Analytical Transient 1-2-3 Dimensional</i> mudel arvestab sorptsiooni ja lagunemist. Sobib kemikaalide ja radionukliidide liikumise kirjeldamiseks küllastumusvööndis	Oak Ridge National Laboratory, USA
EXAMS-II	Orgaaniliste kemikaalide edasikande mudel, mille moodulid lubavad 1D-, 2D- ja 3D-lahendusi. Võimaldab prognoosida saasteainete ajalist muutumist vees, settes ja organismides. Sobib keskmise kontsentratsiooni pikaajaliseks prognoosimiseks mageveekogudes	US EPA
REACHSCA	Punktallikast pinnavette sattuva reoaine kontsentratsiooni lahjenemist kirjeldav mudel	US EPA
WTRISK ( <i>Waterborne Toxic RISK assessment</i> )	Mudel reoaine kontsentratsioonivälja prognoosimiseks pinnaveekogus	Electric Power Research Institute, Palo Alto, USA
CemoS/Water	Punktallikast jõkke sattuva kemikaali liikumise modelleerimine, arvestades saasteaine lagunemist ja adsorptsiooni heljumile ning lendumist. Võimaldab prognoosida ka saasteaine kontsentratsiooni põhjasetetes ja organismides	Institute for Environmental Systems Research, University of Osnabrück, Saksamaa

Mõne füüsikalise mõjuri (nt heljum, soojus) mehaanilise levimise kirjeldamiseks on olemas hüdrooloogilisi mudeleid. Mõne füüsikalise mõjuri toime avaldub millegi kõrvaldamisega veeökosüsteemist või millegi takistamisena, nt töõnduslike kala- ja vetikaliikide püük ja kalade rändeteede sulgemine paisudega.

Bioloogilised mõjurid võivad liikuda järkjärguliselt või hüppeliselt. Järkjärguliselt laieneb liigi levikuala siis, kui laienemist määravad paljunemise kiirus ja suremus. Hüppelises levimises on oluline tähtsus inimtegevusel, mis võimaldab ületada looduslikke takistusi ja vahemaid (nt võõrliikide levimine laevade ballastveega). Mõni bioloogiline stressor võib levida mõlemat moodi, mis teeb nende liikumise ennustamise eriti keeruliseks.

### 3.5.3 Sekundaarsed mõjurid

Sekundaarsed mõjurid võivad riskihinnangut oluliselt muuta. Sekundaarsete keemiliste stressorite analüüs hõlmab organismide ainevahetussaadusi, stressori lagunemisel tekkinud aineid ning aineid, mis tekivad stressori osalemisel abiootiliste protsesside tagajärjel veekogus. Viimase näide on metüülelavhõbeda tekkimine, mille toksilisus veeorganismidele ning kuhjumine elustikku erineb oluliselt anorgaaniliste ühenditena esineva elavhõbeda mõjust.

Sekundaarsed stressorid võivad ökosüsteemis tekkida esmase mõjuri toimel kulgevate protsesside ning seoste muutumise teel. Tegemist võib olla sündmusahela või sündmusevõrguga. Niisugusel juhul on tegemist mitmenda astme stressoriga, mis on esmase mõjuriga ainult kaudselt (aga siiski selgelt põhjuslikult) seotud. Sealjuures võivad mõjuahelas või -võrgus tekkivad uued stressorid olla esmasest kvalitatiivselt erinevad.

***Näide.** Biogeenide juurdevool veekogusse kutsub esile eutrofeerumise. Seda iseloomustab sündmusahel, mis algab fütoplanktoni ja bentose biomassi suurenemisega. Kiirele juurdekasvule võib järgneda massiline suremine. Tekib suur hulk surnud orgaanilist ainet, mis hakkab aktiivselt lagunema. Lagundajad mikroorganismid tarbivad intensiivselt vees lahustunud hapnikku ning seal, kus hapniku juurdetulek on piiratud, nt nõrga veevahetusega põhjalähedases kihis, võib tekkida hapnikupuudus. See võib otseselt kahjustada mõningaid veeorganisme või käivitada mõne uue protsessi, nt paljudele veeorganismidele toksilise väävelvesiniku tekkimise. Biogeenide juurdevool (esmane stressor) tekitab sekundaarsed stressorid, s.o põhjustab hapnikudefitsiidi ja mürgise väävelvesiniku tekke.*

### 3.5.4 Potentsiaalsed kontsentratsioonid ja annused

Et stressor sihtobjektis mõju tekitaks, peab ta enamasti sellega kontakteeruma. Kemikaalide puhul iseloomustab kontakti stressori kontsentratsioon selles

keskkonnas (vees, settes), millega organism vahetult kokku puutub ning see, kui intensiivselt stressor organismi siseneb. Sisenemine organismi võib toimuda keha pinna, hingamiselundite või seedekulgla kaudu (toit, vesi). Ainult osa keha pinnaga või hingamiselundiga kokku puutunud stressorist siseneb organismi. Kõik vee ja toiduga seedekulglaste sattunud kemikaalid ainevahetuses ei osale ning osa neist väljub organismile toimet avaldamata.

Ökoloogilise riski hindamisel ja ökotoksikoloogias hinnatakse stressori toimet selle (eeldatava) kontsentratsiooni järgi keskkonnas (PEC), jättes organismi sisenenud koguse (absorbeeritud annus) käsitlemata. Annust on võimalik arvutada toiduratsiooni alusel, selleks pakuvad võimalust ka farmakokineetilised mudelid, mis kirjeldavad stressori sisenemist organismi (Paustenbach, 2002). Toiduga saadav stressoriannus (potentsiaalne annus) arvutatakse valemist:

$$ADD_{pot} = \sum_{k=1}^m (C_k \times NIR_k \times A_b)$$

kus  $ADD_{pot}$  on keskmine potentsiaalne ööpäevaannus (mg/kg·d),  $C_k$  – stressori keskmine kontsentratsioon toiduobjektis  $k$  (mg/kg),  $NIR_k$  – toiduobjekti  $k$  keskmine ööpäevaratsioon (toidu kogus/kehakaal·d) ning  $A_b$  – seedekulglast organismi sisenenud stressori suhteline kogus (sageli tehakse lihtsustav eeldus, et organismi pääseb kogu stressor, s.o  $A_b = 1$ ).

### 3.5.5 Eksponeerituse koondkirjeldus

Eksponeerituse analüüsi tulemused võetakse kokku eksponeerituse koondkirjelduses, mis näitab, kas kontseptuaalses mudelis tehtud hüpotees eksponeerituse kohta vastab tegelikkusele ning annab vastuse küsimustele:

- kus eksponeerimine toimub;
- millal eksponeerimine toimub;
- kui suur on eksponeeritus;

- kui suur on eksponeerituse tõenäosus;
- millised määramatused on eksponeerituse hinnangus.

Eksponeeritust võib mõõta nii punktväärtustena (nt stressori keskmine kontsentratsioon vees) või muutlikkust (kokkupuute tõenäosust) kirjeldava funktsioonina (nt kontsentratsiooni tõenäosustihedus või jaotusfunktsioon). Punktväärtusi kasutatakse juhul, kui eesmärgiks seatakse anda vaid ligikaudne esmane hinnang või siis, kui eksponeerituse üksikasjalikumaks kirjeldamiseks, nt kontsentratsiooni (tõenäosustiheduse) määramiseks, ei ole piisavalt andmeid.

Koondkirjeldus peab andma ülevaate eksponeerituse hinnangut mõjutanud määramatustest ning kirjeldama:

- tehtud lihtsustusi ja eeldusi, tuues välja need, mis võisid eksponeeritust kõige rohkem mõjutada;
- andmete kvaliteeti, sh proovivõtu ja -analüüsiga kaasnevaid vigu;
- hinnangu usaldusväärtuse tõstmise võimalusi.

Eksponeerituse koondkirjelduse esitamiseviisi kohta üldtunnustatud nõudeid ei ole. Tähtis on, et esitataks riski iseloomustamiseks vajalik teave ning hinnataks selle usaldusväärsust.

### **3.6 Ökoreaktsiooni analüüs**

Ökoreaktsiooni analüüsimisel tuleb kirjeldada stressori ja mõju vahelist seost, tõendada selle põhjuslikku iseloomu ning näidata seost mõõdetava mõju ja sihtobjekti vahel, kui mõju sihtobjektile ei ole otseselt mõõdetav.

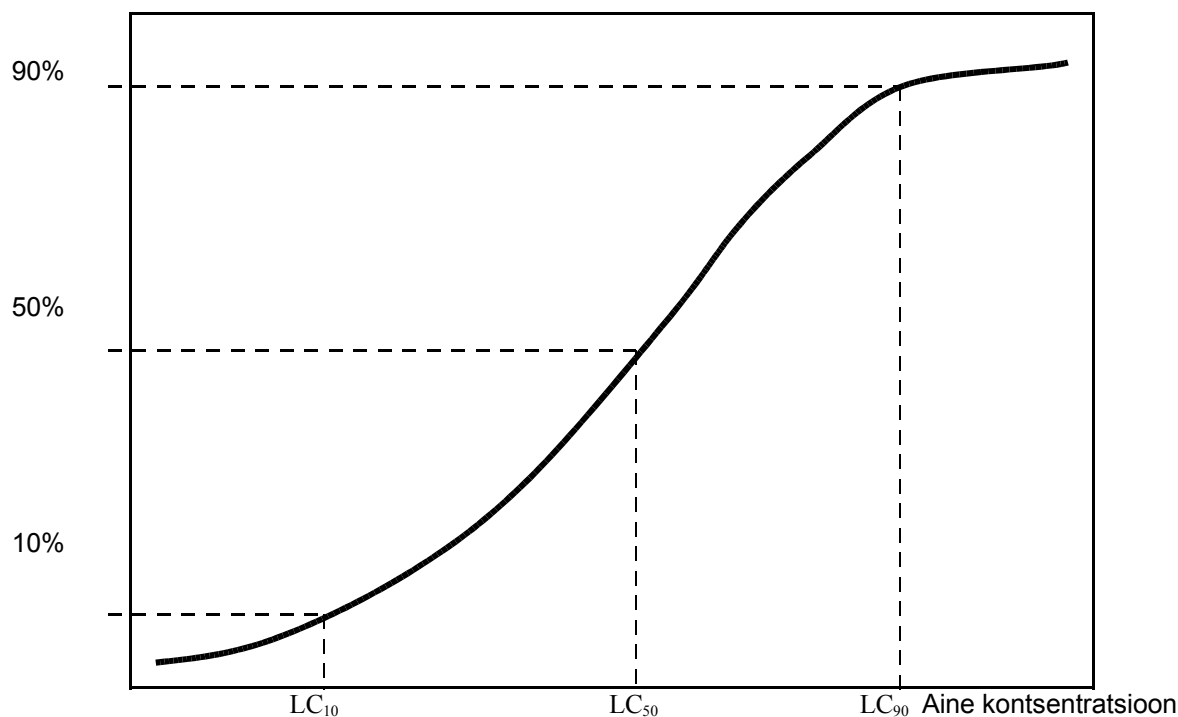
#### **3.6.1 Stressori ja mõju vahelise seose analüüs**

Ökoloogilise riski hindamise puhul keskendub stressori ja mõju vahelise seose analüüs kemikaalide toksilisele mõjule organismidele ning kattub suurel määral ökotoksikoloogiaga. See on nii seetõttu, et ökoloogilise riski hindamine tekkis esmajoonel vajadusest hinnata kemikaalide, eriti inimtoodetud kemikaalide

põhjustatud riske. Ometi ei ole stressori ja mõju vahelise seose analüüs taandatav ökotoksikoloogiale, sest riski hindamine hõlmab ka looduslikke aineid ning füüsikalisi ja bioloogilisi mõjureid, millega ökotoksikoloogia ei tegele.

Sihtobjektis esile kutsutud mõju sõltub stressori suuruselt ning eksponeerimisajast – mida suurem on aine kontsentratsioon (annus) ning mida kauem eksponeeritus kestab, seda suurem on mõju. Sealjuures võib mõju iseloom (toimemehhanism) lühiajalise suure kontsentratsiooni (annuse) puhul (akuutne mõju) kvalitatiivselt erineda kestva väikese kontsentratsiooni (annuse) tekitatud mõjust (krooniline mõju). Toksilist toimet iseloomustatakse mitmesuguste näitajate – akuutse mõju hindamisel enamasti suremuse ja nähtavate käitumishälvete kaudu. Stressori ning selle põhjustatud mõju vahelise seose kirjeldamiseks kasutatakse nii punktväärtusi (nt  $LC_{50}$ ,  $EC_{50}$  ja LOAEL) kui ka sageduskõveraid (joonis 3.2), mis enamasti on leitud eksperimentide põhjal mitmesuguste veeorganismidega (planktonvetikatest kaladeni). Enamik empiirilisi andmeid on akuutse toime kohta (eksperimendid kestusega 24 kuni 72 tundi). Andmed kemikaalide toksilisuse kohta mitmesugustele veeorganismidele on koondatud andmebaasidesse, millest mõni (nt AQUIRE – [www.ipmcenter.org/Ecotox/data/Access.cfm](http://www.ipmcenter.org/Ecotox/data/Access.cfm)) on kättesaadav internetist. Paraku on ainult väheste ainete toksilisust veeorganismidele uuritud eksperimentaalselt ning eksperimentide kõrge hinna tõttu on katsetes kasutatud liikide hulk looduses leiduvatega võrreldes tühine. Paljude liikidega on katsete tegemine tehniliselt väga keeruline või isegi võimatu, eriti kui uuritakse stressori kroonilist mõju. Enamikus katseis on uuritud ainult lühiajalist akuutset mõju ning piiratud uuritavate ainete  $LC_{50}$  määramisega sellistele organismidele, kellega on katseid lihtsam teha. Alati tuleb arvestada võimalust, et andmebaasis olevad andmed on puudulikud või vananenud.

Suremus



Joonis 3.2. Stressori ning selle mõju vahelise seose kirjeldamine aine kontsentratsiooni ja suremuse vahelise jaotusfunktsiooni ning punktväärtustega (LC<sub>10</sub>, LC<sub>50</sub> ja LC<sub>90</sub>).

Akuutset mõju iseloomustavad näitajad sobivad eelkõige õnnetusjuhtumitega kaasneva ökoloogilise riski hindamiseks. Sageli on oluline stressori suhteliselt madala kontsentratsiooni kroonilise mõju arvestamine ning lävikontsentratsiooni või läviannuse määramine, mis sihtobjektile veel eeldatavasti negatiivset toimet ei avalda (predicted no effect concentration). Sõltuvalt sellest, kas sihtobjekt on organism (populatsioon), kooslus või ökosüsteem, on ka stressori läviväärtuse määramine erinev. Katseliselt on määratud ainult suhteliselt väheste ainete läviväärtused (NOEL, NOAEL) vähestele veeorganismidele. Üldreeglina ei ole läviväärtuse määramiseks võimalik teha katseid otse sihtobjektiga ka siis, kui see on mingi liik. Sellisel juhul tuletatakse NOAEL akuutse toksilisuse andmetest, nt jagades LC<sub>50</sub> teatava koefitsiendiga, mille väärtus on enamasti vahemikus 10–100.



Kui sihtobjekt on ökosüsteem, on otsesed katsed mõistetavalt välistatud. Mingil määral on võimalik läviväärtust tuletada vaatlusandmetest, mis näitavad looduses täheldatud mõjude ja nende põhjuste vahelist seost. Läviväärtuse määramine ökosüsteemi jaoks organismidega tehtud katsete põhjal on seotud põhimõtteliste raskustega, mis tekivad, kui süsteemi käitumist tahetakse prognoosida selle elementide käitumise põhjal. Ökosüsteemile ohutu kontsentratsiooni (PNEC) määramiseks on soovitatud kaht lihtsustatud viisi:

- võetakse teadaolevalt kõige tundlikuma liigi läviväärtus (NOEL, NOAEL, LOAEL) ning jagatakse see nn ohutusteguriga (EU TGD, 1996), mille väärtus võib lähteandmetest sõltuvalt olla vahemikus 10–1000;
- lähtutakse eeldusest, et ökosüsteem ei ole ohustatud, kui stressori kontsentratsioon ei ületa 95% liikide NOEC-d. 95% piir leitakse NOEC-ide alusel konstrueeritud tõenäosustiheduse funktsioonist (Jager and Visser, 1994).

### **3.6.2 Põhjusliku seose selgitamine**

Keskkonnariski hindamine peab põhinema mõjuri ning sihtobjektis ilmnenud või avalduda võiva mõju vaheliste põhjuslike seoste väljaselgitamisel. Põhjusliku seose olemasolu võib katsetega tõestada, kuid sageli selline tõestus puudub ning eksperimentaalne uuring võib olla ka võimatu. Sellisel juhul tuleb tugineda vaatlusandmetele ning teoreetilistele teadmistele. Järelduse tegemisel põhjusliku seose olemasolu kohta peab arvestama järgmisi kriteeriume:

- stressori ja mõju esinemise vahel on tugev korrelatsioon, mida on täheldatud eri kohtades ja olukordades ning eri liikide puhul;
- eksponeerituse ja mõju suuruse vahel on olemas selge seos;
- kui stressor on kemikaal, peab see olema leitav organismis, kelles toksiline mõju ilmnes;
- mõju peab ilmema pärast eksponeerimist;
- seos peab vastama teadmistele loodusteadustes, sh toimemehhanismi selgitavatele teoreetilistele teadmistele.

Põhjusliku seose kindlakstegemist võib kergendada mõju spetsiifilisus – mida erilisem on mõju, seda tõenäosem on, et sellel on püsiv põhjus.

### 3.6.3 Ökoloogilise mõju ekstrapoleerimine

Mõju sihtobjektile ei ole sageli võimalik otseselt mõõta. Sellisel juhul tuleb selle suuruse üle otsustada empiirilistest uuringutest pärit andmete põhjal, mis kirjeldavad stressori toimet mõnele teisele objektile. Kõige tavalisem on mõju ekstrapoleerimine liigilt liigile – andmete alusel, mis iseloomustavad stressori mõju uuritud liigile, tehakse järeldused stressori mõju kohta sihtobjektile, keda otseselt uurida ei saa. Järeldused on seda usaldusväärsemad, mida lähedasemed on uuritud liik ja sihtobjekt. Et isegi lähedaste liikide tundlikkus võib olla erinev, siis tuleb ekstrapoleerimisel kasutada sobivat ülekandetegurit, mille väärtus sõltub konkreetsetest oludest.

Ekstrapoleerida võib katseandmetelt loodusesse või ühelt loodusobjektilt (populatsioon, kooslus, ökosüsteem) teisele. Katseandmete ekstrapoleerimisel loodusesse tuleb arvestada eksponeerituse võimalikku erinevust. Kui stressor on kemikaal ning sihtobjekt organism, tuleb vastus anda järgmistele küsimustele:

- kas kemikaali käitumine looduses võib mõjutada eksponeeritust?  
Arvestada tuleb nii biotilisi kui ka abiotilisi tegureid, mis kemikaali käitumist võivad mõjutada, nt bioloogilist lagunemist ning füüsikalisi ja keemilisi protsesse;
- kas sihtobjekt on katsetingimustes ja looduses kemikaali toimele ühtemoodi avatud. Kemikaal võib organismi sattuda eri teid pidi – nt keha pinna või seedetrakti kaudu;
- kui sarnane on eksponeeritus (intensiivsus, aeg) looduslikele tingimustele? Akuutsete ja krooniliste mõjude toimemehhanismid on erinevad ning teatud juhtudel võivad organismid looduslikes oludes stressoriga kontakti sattumist vältida;

- kuidas mõjutavad muud looduses esinevad biotilised ja abiotilised tegurid organismide tundlikkust stressori suhtes.

Organismides avalduva mõju alusel võib olla võimalik prognoosida populatsiooni, koosluse või ökosüsteemi tasandil avalduvaid mõjusid, kasutades selleks populatsioonidünaamika või ökosüsteemi mudeleid. Niisugused mudelid võimaldavad arvestada ka kaudset mõju, muude keskkonnategurite mõju stressori käitumisele ning mitme stressori koosmõju. Mõnikord võib mõjuri levimistee ja ökoreaktsiooni mudeleid ühildada: mudel kirjeldab siis nii mõjuri levimist, sekundaarsete mõjurite tekkimist kui ka neist põhjustatud muutusi ökosüsteemis, mis omakorda viivad muutusteni sihtobjektides.

### **3.6.4 Ökoreaktsiooni koondkirjeldus**

Analoogiliselt eksponeerituse koondkirjeldusega võtab ökoreaktsiooni koondkirjeldus kokku ökoreaktsiooni analüüsi tulemused nõnda, et neid oleks mugav kasutada sellele järgneval riski iseloomustamisel. Koondkirjelduses peab vastama küsimustele:

- millistes ökosüsteemi elementides mõju avaldub;
- milline on mõju iseloom;
- milline on mõju suurus;
- milline on stressori ja mõjude vaheline põhjuslik seos;
- kui suur on määramatus.

Ökoreaktsiooni koondkirjelduse võib esitada nii tekstina kuid ka mudeli kujul, mis kirjeldab stressori tekitatavat mõju populatsioonile, kooslusele või ökosüsteemile.

### **3.7 Riski iseloomustamine**

Riski iseloomustamine on keskkonnariski hindamise viimane etapp, milles ühendatakse eksponeerituse ja ökoreaktsiooni koondkirjeldused.

Kvalitatatiivse käsitlemise korral piirdub riski hindamine eksperthinnanguga: risk on kas “väike”, “keskmine” või “suur”. Kui eksponeeritus ja ökoreaktsioon väljendada punktväärtustes, nt stressori eeldatava keskmise kontsentratsioonina vees (PEC) ja liigile või ökosüsteemile ohutu kontsentratsioonina (NOEL või PNEC), on riski kõige lihtsam kirjeldada riski olulisussuhtega (ecological risk quotient) ErQ:

$$ErQ = \frac{PEC}{NOEC \text{ või } PNEC} .$$

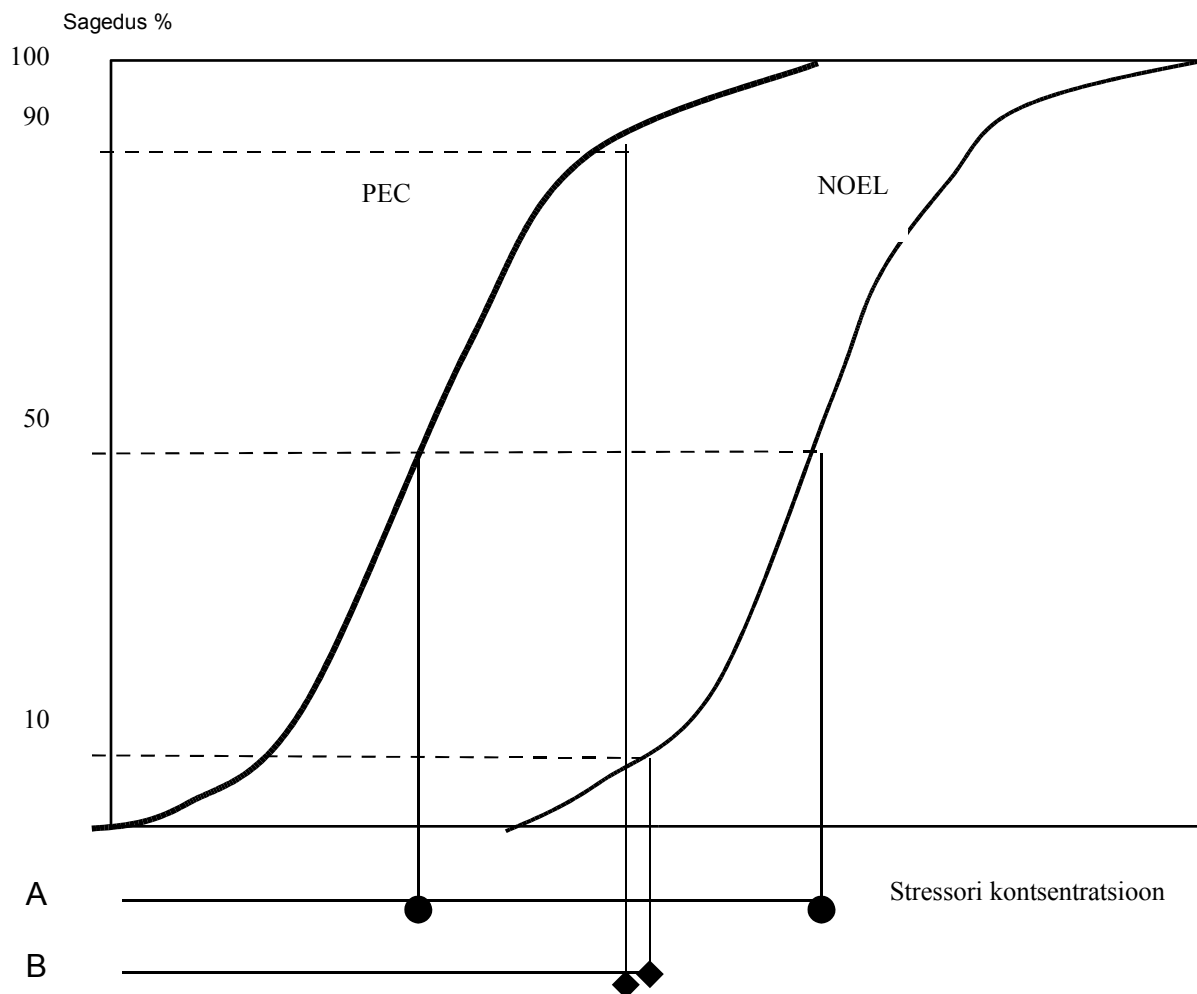
Kui  $ErQ < 1$ , peetakse riski ebaoluliseks. Olulisussuhte eelis on selle lihtsus, sellel on aga ka olulisi puudusi. Punktväärtused ei võta arvesse eksponeerituse muutlikkust, nt stressori kontsentratsiooni lühiajalist kõikumist, ning ErQ muutusi (nt vähenemist 10-lt 5-le) on raske interpreteerida.

Kui eksponeerituse koondkirjeldus iseloomustab stressori muutlikkust ning ökoreaktsiooni koondkirjeldus põhjalikumalt stressori ja ökoreaktsiooni vahelist sõltuvust, siis võimaldab koondkirjelduste võrdlemine riski mitmekülgsemalt hinnata (joonis 3.3).

Kui analüüsi etapis käsitleda eksponeeritust ja ökoreaktsiooni ühildatud mudeli abil, annab see aluse ka riski hindamiseks, mistõttu nende etappide eraldamine on tinglik.

Arvuliselt väljendatud riski tuleb ka tõlgendada ning tõendusliinide usaldusväärsust analüüsida. Usaldusväärsuse analüüs järgib kontseptuaalses mudelis esitatud skeemi. Oluline on käsitleda kasutatud andmete kvaliteeti ning riski hindamisega seotud määramatusi. Andmete kvaliteedi puhul tuleb silmas pidada, kas nad võimaldavad ökoreaktsiooni analüüsimisel uuritavate nähtuste looduslikku muutlikkust piisavalt arvestada. Määramatuse käsitlemisel tuleb kindlasti esile tuua selle peamised põhjused, nt katsetulemuste ekstrapoleerimist populatsioonidele ning kroonilise mõju läviväärtuste tuletamist akuutse mõju

andmetest. Peale selle tuleb selgeks teha, kas tõendusmaterjal kinnitab põhjuslikku seost esmase mõjuri ning sihtobjektis ilmnenud mõju vahel. Tõendusmaterjali analüüsimisel tuleb esile tuua nii lõppjärel dust kinnitavad kui ka sellele vastu rääkivad asjaolud ning seletada ka vastuolude võimalikke põhjusi, nt vastuolusid modelleerimisel saadud ja looduses tehtud vaatluste tulemuste vahel.



Joonis 3.3. Riski iseloomustamine stressori kontsentratsiooni (PEC) ja ökoreaktsiooni (NOEL) jaotusfunktsioonide abil: A) stressori kontsentratsiooni (eksponeerituse)  $PEC_{50\%}$  võrdlemine  $NOEL_{50\%}$ -ga; B)  $PEC_{90\%}$  võrdlemine  $NOEL_{10\%}$ -ga ( $PEC_{50\%}$  ja  $PEC_{90\%}$  on stressori kontsentratsioonid, mida 50% ja 90% tõenäosusega ei ületata;  $NOEL_{50\%}$  on piir, millest 50% liikide NOEL on kõrgem, ning  $NOEL_{10\%}$  piir, millest 90% liikide NOEL on kõrgem). Jooniselt on näha, et 90% tõenäosusega PEC on väiksem kui 90% liikide NOEL).

Riski iseloomustus peab selgitama ka, mille poolest on sihtobjektis avalduvad muutused kahjulikud ning eristama neid looduslikust muutlikkusest, nt populatsiooni arvukuse juhuslikest või tsüklilistest muutustest. Muutuste kahjulikkuse hindamisel tuleb arvestada nii mõju iseloomu, ruumilist ning ajalist mastaapi kui ka kahjulike muutuste kaotamise võimalust.

### **3.8 Aruande koostamine**

Keskkonnariski hindamise tulemused esitatakse üldreeglina aruandena. Aruandes peavad olema:

- riski hindamise kava;
- kontseptuaalne mudel;
- andmeallikad ja kasutatud meetodid;
- eksponeerituse ja ökoreaktsiooni koondiseloomustused;
- riski iseloomustus.
- 

Et aruanne oleks mõistetav, peab riski hindamine olema selge, läbipaistev ning põhjendatud. Selgust aitab saavutada esituse lühidus ja hea keel, erialaargoo vältimine ning hindamisega kaasnenud iseärasuste selgitamine. Läbipaistvuse huvides tuleb selgitada, milleks riski hindamine ette võeti ning teha vahet teaduslike järelduste ja poliitiliste otsuste vahel. Selgelt tuleb esitada hindamisel ilmnenu vastuolud ning tulemuste erineva tõlgendamise võimalused.

Tulemuse põhjendatus tähendab kõigi osade loogilist ühendamist riski kohta tehtavaks järelduseks nii, et näha oleks põhjuslik seos ning et tulemus oleks otsuse tegemisel kasutatav. Põhjendama peab ka käsitluse põhjalikkuse valikut: ligikaudne esmane hindamine või süvakäsitus. Hindamisel kasutatud andmed ja teaduslikud seisukohad peavad olema kirjeldatud ning vajalikuks osutunud lihtsustused ning kaasnenud määramatud olema näidatud.

## 4 KESKKONNAMÕJU JA KESKKONNARISKI HINDAMISE VÕRDLUS

Keskkonnamõju hindamine ning keskkonnariski hindamine on ühise eesmärgi jaoks arendatud vahendid, mis peavad mõlemad aitama otsusetegijat langetada paremaid otsuseid. Nende areng on toimunud paralleelselt, aga suhteliselt isoleeritult, mistõttu on tekkinud kaks suurel määral kattuvat, kuid erinevaid termineid kasutavat erineva rõhuasetusega käsitlust. Allpool vaadeldakse nende hindamiste peamisi erinevusi.

Ülesanded. Keskkonnamõju hindamine peab andma teavet kavandatava tegevuse ja selle alternatiivide tekitatava keskkonnamõju kohta ning aitama otsustajal parimat valikut teha. Keskkonnariski hindamine kavandatava tegevusega piiratud ei ole – ta võib käsitleda ka juba toimunud tegevustest lähtuvaid riske, et vajaduse korral leida meetmeid nende vähendamiseks. Seega on keskkonnariski hindamise ülesannete ring keskkonnamõju omadest laiem.

Alternatiivide käsitlemine. Keskkonnamõju hindamisel on alternatiivide käsitlemine keskse tähtsusega ning vähemalt 0-alternatiivi peab tingimata hindama. Keskkonnariski hindamisel on keskkonnakorralduslikke eesmärke ja valikuid mõnevõrra arvestatud ning mõnikord võib olla ka selgelt formuleeritud alternatiivseid lahendusi, mille riske võrreldakse. Alternatiivide käsitlemine ei ole siiski keskkonnariski hindamise lahutamatu osa.

Kavandamine. Kavandamise sisulise külje poolest on keskkonnamõju hindamine ja keskkonnariski hindamine väga sarnased, v.a alternatiivide esitamine ja avalikustamine. Keskkonnamõju hindamisel on suurem rõhk kaudsetel mõjudel ning selle terminoloogia on keskkonnariski omast arenenum.

Mõju prognoosimine ja hindamine. Mõju prognoosimine ja hindamine on nii keskkonnamõju kui ka keskkonnariski hindamisel kesksel kohal. Keskkonnariski hindamisel on arendatum prognoosimisprotseduur ning erilist rõhku pannakse

tulemuste tõlgendamisele ja määramatuse kirjeldamisele.

Üldsuse kaasamine. Keskkonnamõju hindamisel rõhutatakse üldsuse kaasamise vajadust. Ka hindamise kava peab tingimata sisaldama üldsusega suhtlemist. Kaasamise kord on õigusaktides üksikasjalikult ette kirjutatud ning käsiraamatud pühendavad sellele palju tähelepanu. Keskkonnariski hindamisel tunnistatakse küll üldsuse kaasamise otstarbekust hindamise kavandamisel, kuid otseselt seda ei nõuta. Üldsuse teavitamist hindamistulemustest (*risk communication*) peetakse oluliseks, kuid siiski hindamisväliseks asjaks. Formaalseid nõudeid hindamistulemuste avaliku arutamise ega üldsusega suhtlemise kohta ei ole. Seevastu pööratakse riski hindamisel suuremat tähelepanu üldsusega suhtlemise sisulisele küljele. Peetakse silmas eri gruppide erinevat riskitaju ning seda põhjustavaid tegureid, nt psühholoogilisi faktoreid, kultuuritausta ja riski tutvustamise viisi. Sealjuures peetakse küsimust, kui suur risk on vastuvõetav, poliitiliseks, mitte teaduslikuks (Turnley, 2002)

Õiguslik regulatsioon. Keskkonnamõju hindamine on õigusaktidega põhjalikult reguleeritud. Täpselt on määratud hindamise algatamise kord, aruande ülesehitus, protseduuris osalejad, nende kohustused ja suhtlusviisid ning protseduurietappide tähtajad. Seega käib keskkonnamõju hindamine õigusaktidega üksikasjalikult reguleeritud formaalse protseduuri kohaselt, väljaspool seda keskkonnamõju hindamist ei ole õieti olemaski. Keskkonnariski hindamise õiguslik regulatsioon on aga üsna tagasihoidlik ning piirdub peamiselt kemikaalidest lähtuva riski käsitlemisega, sedagi äärmiselt üldiselt ning sisuliselt vaid ohtlikkuse määramisena.

Eeltoodust järeldub, et keskkonnamõju ning keskkonnariski hindamisel põhimõttelisi erinevusi ei ole, sest mõlemas hinnatakse ja prognoositakse keskkonnamõju tõsidust ning selle tekkimise tõenäosust. Keskkonnariski hindamisel on ülesande püstitus ja käsitusala laiem kui keskkonnamõju hindamisel ning kavandamise ja hindamise sisuline osa arenenum. Võib arvata, et tulevikus hakatakse keskkonnamõju hindamisel rohkem kasutama



keskkonnariski hindamisel väljaarendatud sisulist lähenemisviisi. Teisalt võib oodata, et üldsus kaasamine keskkonnariski hindamisse või vähemalt hindamistulemuste alusel vastuvõetava riski suuruse üle otsustamisse kasvab. Olukord, kus üldsus on aktiivselt kaasatud näiteks mõne prügila keskkonnamõju hindamisesse, kuid jäetakse kõrvale ohtlike veoste või geneetiliselt muundatud organismidega seotud keskkonnariskide hindamisest, ei ole ilmselt põhjendatud.

## 5 VIIDATUD ALLIKAD

- Andresmaa, E., Marksoo, P. (toimetajad). 2004. Viru-Peipsi veemajanduskava. Veekeskkonna seisundi hinnang. Keskkonnaministeerium, 103 lk.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wrigth, J.F., Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running waters. *Water Resources*, 17: 333 -347.
- Asante-Duah, K. 1998. Risk assessment in environmental management. Wiley & Sons, 515 p.
- Callow, P. (Ed.). 1998. Handbook of environmental risk assessment and management. Blackwell Science, 590 p.
- Canter, L.W. 1997. Environmental impact assessment. McGraw-Hill Inc., 660 p.
- Jager, D.T. and Visser, C.J.M. 1994. Uniform system for the evaluation of substances, 345 p.
- Jørgensen, S.E. and E.F. Müller. (Eds). Handbook of ecosystem theory and management. Lewis Publishers, 584 p.
- Lips, U. 2005. Eesti rannikumere looduslikud tüübid ja veekvaliteedi klassid. Eesti Mereakadeemia toimetised: 2: 62–74.
- Mackay, D. 2000. Multimedia environmental models. The fugacity approach. 2-nd edition. Lewis Publishers.
- Merisaar, M., Simson, J.H., Tingas, K., Veinla, H. 2001. Keskkonnainfo kättesaadavaks tegemine ja üldsuse kaasamine keskkonda mõjutavate otsuste langetamisse. Keskkonnaametniku käsiraamat. EV Keskkonnaministeerium. 164 lk.
- Milius, A. 1982. Показатели эвтрофирования и индексы трофности малых озер Эстонии. Eesti NSV TA Toimetised. 31. kd. Bioloogia. Nr. 4. 302-309 (vene k.).
- Morris, P and Therivel, R. (Eds.) 2001. Methods of environmental impact assessment, 2-nd ed. Spon Press, 492 p.
- Ohtude piirkondlik määramine ja hindamine. Riskianalüüs. 1993. Tehniline ettekanne nr. 12. Rootsi Päästeamet, Eesti Päästeamet. 99 lk.

- Ott, I., Kõiv, T., Nõges, P., Kisand, A., Järvalt, A., Kirt, E. 2005. General description of partly meromictic Lake Verevi, its ecological status, changes during the past eight decades, and restoration problems. *Hydrobiologia* 547: 1-23.
- Ott, I. (vastutav täitja). 1994. Eesti väikejärvede muutumine kasvava inimõju tingimustes. Lõpparuanne. Eesti TA Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tartu. 199 lk. (käsikiri EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituudis).
- Paustenbach, D. (Ed.). 2002. Human and ecological risk assessment. Theory and practice. Wiley & Sons, 1556 p.
- Risk assessment of existing substances. 1993. Guidance produced by a UK government/industry working group, 69 p.
- Seppälä, J. 1994. Ympäristöriskianalyysi teollisuudessa. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 571, Helsinki, 114 s.
- Sparr, S. 1999. Study on the assessment of indirect and cumulative impacts as well as impact interactions. NE80328/D2/2, Vol 1, 136 p.
- Triantaphyllou, E. 2000. Multi-criteria decision making methods: A comparative study. Kluwer, 288 p.
- Turnley, J. 2002. Risk assessment in its social context. In: Human and ecological risk assessment. Theory and practice. Ed. D.J.Paustenbach, Wiley & Sons, pp. 1359–1375.
- US EPA. 1998. Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F, 112 p.
- US EPA. 2003. Framework for cumulative risk assessment. EPA/630/P-02/001F, 109 p.
- US EPA. 1992. Guidelines for exposure assessment. EPA/600/7-92/001, 168 p.
- Westervelt, J. 2001. Simulation modelling for watershed management. Springer Verlag, 190 p.
- Widdows, J. 1998. Marine and estuarine invertebrate toxicity tests, pp. 145–166. In: Handbook of ecotoxicology. Callow, P. (Ed.), Blackwell Science. 885 p.

## Õigusaktid

Commission Directive 67/548/EEC of 27 June 1967 on the approximation of laws, regulations and administrative provisions relating to the classification, packaging and labeling of dangerous substances (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

Council Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 On the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997 amending Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy ([http:// europa.eu.int/eur-lex](http://europa.eu.int/eur-lex))

Directive 2003/35/EC of the European Parliament and the Council of 26 May 2003 providing for public participation in respect of the drawing up of certain plans and programs relating to the environment and amending with regard to public participation and access to justice Council Directives 85/337EEC and 96/61/EC statement by the Commission (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC) No 793/93 (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

EU TGD (1996). Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) no 1488/94 on risk assessment for existing substances (<http://europa.eu.int/eur-lex/lex/RECH>)

Avaliku teabe seadus. RT I 2000, 92,597.

Ehitusseadus. RT I 2002, 47,297

Haldusmenetluse seadus. RT I 2001, 58, 354.

Hädaolukordadeks valmisoleku seadus. RT I 2000, 95, 613.

Kemikaaliseadus. RT I 1998, 47, 697.

Keskkonnainfo kättesaadavuse ja keskkonnaasjade otsustamises üldsuse osalemise ning neis asjus kohtu poole pöördumise konventsiooni ratifitseerimise seadus. RT II, 29.06.2001, 18, 89.

Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. RT 2005, 15, 87.

Keskkonnaregistri seadus. RT I 2002, 58, 361.

Keskkonnaseire seadus. RT I 1999, 10, 154.

Looduskaitse seadus. RT I 2004, 38, 258.

Saastuse kompleksse vältimise ja kontrollimise seadus. RT I 2001, 85, 512.

Planeeringuseadus. RT I 2002, 99, 579.

Veeseadus. RT I 1994, 40, 655.

Keskkonnaministri 10. mai 2004.a määrus nr. 47 "Põhjaveekogumite veeklassid, põhjaveekogumite veeklassidele vastavad kehtestatud kvaliteedinäitajate väärtused ning veeklasside määramise kord". RTL, 21.05.2004, 64, 1057.

Keskkonnaministri 2. aprilli 2004.a määrus nr. 12 "Pinnases ja põhjavees ohtlike ainete sisalduse piirnormid. RTL, 16.04.2004, 40,662.

Keskkonnaministri 9. oktoobri 2002.a määrus nr. 58 "Lõheliste ja karpkalalaste elupaikadena kaitstavate veekogude nimekiri ning nende veekogude vee kvaliteedi- ja seirenõuded ning lõheliste ja karpkalalaste riikliku keskkonnaseire jaamad", RTL, 18.10.2002, 118,1714.

Keskkonnaministri 22. juuni 2001.a määrus nr. 33 "Pinnaveekogude veeklassid, veeklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning veeklasside määramise kord", RTL, 03.07.2001, 81,1108.

Keskkonnaministri 21. augusti 2001.a määrus nr. 44 "Veekeskkonnale ohtlike ainete nimistud 1 ja 2". RTL, 29.08.2001, 104,1434.

Siseministri 24. mai 2004.a. määrus nr. 55 "Ohtliku ja suurõnnetuse ohuga ettevõtete teabelehe, ohutusaruande ja hädaolukorra lahendamise plaanide koostamise ja esitamise kord ning suurõnnetuse ohuga ettevõtete loetelu pidamine". RTL 21.05.2003, 61, 874.

Siseministri 26. juuni 2001.a. määrus nr. 78 "Maakonna ning valla ja linna riskianalüüsi meetodika". RTL 2001, 82, 1112.

Sotsiaalministri 24. detsembri 2004.a. määrus nr. 122 "Ohtlike kemikaalide identifitseerimise, klassifitseerimise, pakendamise ja märgistamise kord". RTL, 21.12.2004, 154, 2326.

Sotsiaalministri 2. jaanuari 2003. a määrus nr. 1 "Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded". RTL, 20.01.2003, 9, 100.