



Latvijas
vides
aizsardzības
fonds



LATVIJAS
UNIVERSITĀTE



Klimata un enerģētikas
ministrija



Novērtējuma un pārvaldes rekomendāciju izstrāde stipri pārveidotiem ūdensobjektiem

Projekta atskaite



Projekta numurs: 1-08/66/2024

Rīga, 2025

Saturs

Kopsavilkums	3
1. Ievads	4
2. Literatūras apskats	5
2.1. Ekoloģiskais potenciāls un pieejas tā noteikšanai	5
2.2. Stipri pārveidoti ūdensobjekti ES ŪSD kontekstā	6
2.2.1. Upes	9
2.2.2. Mazās ūdenskrātuves	11
2.2.3. Lielās ūdenskrātuves	15
2.2.4. Ezeri	16
2.3. Bioloģiskās kvalitātes elementi un ūdeņu hidromorfoloģija	18
2.3.1. Fitoplanktons	20
2.3.2. Fitobentoss	20
2.3.3. Makrofīti	21
2.3.4. Bentiskie bezmugurkaulnieki	23
2.3.5. Zivis	26
3. Makrofītu un makrozoobentosa paraugu ievākšanas metodes stipri pārveidotos ūdensobjektos 27	
3.1. Makrofītu sugu sastāva un sastopamības novērtēšanas metodes	27
3.1.1. Upes	27
3.1.2. Ezeru SPŪO un mākslīgi veidotās ūdenstilpes uz vidēji lielām un lielām upēm	28
3.1.3. HES ūdenskrātuves uz ļoti lielajām upēm	31
3.2. Makrozoobentoss	34
3.2.1. Upes	34
3.2.2. Ezeru SPŪO un mākslīgi veidotās stāvošās ūdenstilpes	38
4. Laba ekoloģiskā potenciāla noteikšana	40
4.1. Hidromorfoloģija	40
4.2. Makrofīti	41
4.3. Bentiskie bezmugurkaulnieki	47
5. Stipri pārveidotu ūdensobjektu hidromorfoloģiskās slodzes radīto seku mazināšanas pasākumi 54	
6. Rekomendācijas nākotnes monitoringam	60
Literatūra	61
Noteicēju piemēri bentisko bezmugurkaulnieku noteikšanai	65
PIELIKUMS	

Saīsinājumi

ES ŪSD - Eiropas Savienības Ūdeņu struktūrdirektīva

LEP - labs ekoloģiskais potenciāls

MEP - maksimālais ekoloģiskais potenciāls

SPŪO - stipri pārveidots ūdensobjekts

UBA - upju baseinu apgabals

Kopsavilkums

Projekta mērķis ir stipri pārveidotu ūdensobjektu (SPŪO) ekoloģiskā potenciāla novērtējuma un pārvaldes rekomendāciju izstrāde Latvijā, balstoties uz Eiropas Savienības Ūdens struktūrdirektīvas prasībām. Kopš 2000. gada ŪSD nosaka pienākumu ES dalībvalstīm nodrošināt labu ūdeņu objektu ekoloģisko kvalitāti, tostarp labu ekoloģisko potenciālu SPŪO, kura novērtējumā galvenā loma ir bioloģiskajiem kvalitātes elementiem – fitoplanktonam, fitobentosam, makrofītiem, bentiskajiem bezmugurkaulniekiem un zivīm, ko ietekmē gan hidromorfoloģiskie, gan fizikāli ķīmiskie faktori. Projekta atskaitē ietverts plašs literatūras apskats par ekoloģiskā potenciāla noteikšanas pieejām un SPŪO dažādos ūdensobjektu tipos – upēs, ezeros, mazās un lielās ūdenskrātuvēs. Atskaitē detalizēti aprakstītas makrofītu un makrozoobentosa paraugu ievākšanas metodes SPŪO, kā arī izstrādāti kritēriji laba ekoloģiskā potenciāla noteikšanai. Noslēgumā rekomendēti hidromorfoloģisko slodžu radīto seku mazināšanas pasākumi un ieteikumi nākotnes monitoringam, lai veicinātu ilgtspējīgu stipri pārveidotu ūdensobjektu apsaimniekošanu Latvijā.

1. Ievads

Kopš 2000. gada Eiropas Savienības (ES) dalībvalstīm ir saistoša ES Ūdens struktūrdirektīva (ŪSD), kas paredz, ka tām ir jānodrošina laba ūdeņu ekoloģiskā kvalitāte (Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīva 2000/60/EK). ES ŪSD ir galvenais dokuments Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā, kas vērsts uz Eiropas ūdeņu labas vides kvalitātes sasniegšanu. Dokumentā skarti daudzveidīgi vides komponenti un tos ietekmējošie faktori, un joprojām ir daudz problēmu un kavēkļu direktīvas ieviešanā un mērķu sasniegšanā. To skaitā minami arī jautājumi par nepietiekamu izpratni attiecībā uz ekoloģiskā stāvokļa nozīmīgumu, kā arī nepietiekams slodžu un ietekmju novērtējums (Voulvoulis et al. 2017). Šajā situācijā vairākkārt veikta izvirzīto mērķu sasniegšanas termiņu pagarināšana (Commission Staff Working Document..., 2012).

Pēc ES ŪSD prasībām upēs un ezeros ekoloģisko kvalitāti nosaka pēc bioloģiskajiem, hidromorfoloģiskajiem un fizikāli-ķīmiskajiem parametriem, no kuriem bioloģiskās kvalitātes elementi ir prioritāri. Ekoloģisko kvalitāti ūdensobjektos vērtē piecās klasēs – augsta, laba, vidēja, slikta un ļoti slikta, tomēr stipri pārveidotiem ūdensobjektiem ES ŪSD paredz noteikt labu ekoloģisko potenciālu (2000/60/EK). Par stipri pārveidotiem ūdensobjektiem uzskatāmi ūdensobjekti, kam ir būtiski hidromorfoloģiskie pārveidojumi. Hidromorfoloģija ir termins, kas iekļauj ūdensobjektu hidroloģisko un ģeomorfoloģisko raksturojumu, ieskaitot upju nepārtrauktību. Hidromorfoloģiskie un fizikāli-ķīmiskie parametri ŪSD kontekstā uzskatāmi par “atbalstošajiem” faktoriem un to izmaiņas ietekmē bioloģiskos kvalitātes elementus - fitobentosu, fitoplanktonu, makrofitus, bentiskos bezmugurkaulniekus un zivis.

Par stipri pārveidotiem ūdensobjektiem uzskatāmas būtiski taisnotas upes, hidroelektrostaciju (HES) uzpludinājumi, mākslīgi kanāli, kā arī ūdensobjekti, kuros ir veikti hidroloģiskie regulējumi un notece pārdalīta starp dažādiem baseiniem. Pēc ŪSD prasībām stipri pārveidotiem ūdensobjektiem jānosaka arī hidromorfoloģisko pārveidojumu seku mazināšanas pasākumi, piemēram, zivju ceļu veidošana, ūdens līmeņa svārstību mazināšana u.c. Līdz šim lielākā daļa pētījumu vērsti uz dabisko ūdeņu ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanu, bet salīdzinoši ir ļoti maz pētījumu, kas specifiski analizē stipri pārveidotus ūdensobjektus (turpmāk - SPŪO) (Ondiviela et al., 2013). Ir pētījumi par hidromorfoloģiskā slodzi ezeros, kuros noskaidrots, ka tā skar krasta līnijas pārveidi, dzīvotņu zudumu, ezeru līmeņa regulāciju (Poikane et al., 2017).

Latvijas vides aizsardzības fonda administrācijas finansētā projekta Nr. 1-08/66/2024 “Novērtējuma un pārvaldes rekomendāciju izstrāde stipri pārveidotiem ūdensobjektiem” mērķis - *metodikas izveide stipri pārveidoto ūdensobjektu ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai un pasākumu programmai radīto seku mazināšanai Latvijā*. Pētījumā tiks iekļauti pārveidoti upju posmi, mazo un lielo hidroelektrostaciju ietekmēti upju posmi, kā arī lielo upju HES ūdenskrātuves.

Projekta sadarbības partneris: Klimata un enerģētikas ministrija

Projekta īstenotājs: Latvijas Universitātes Medicīnas un Dzīvības zinātņu fakultātes Bioloģijas institūts

2. Literatūras apskats

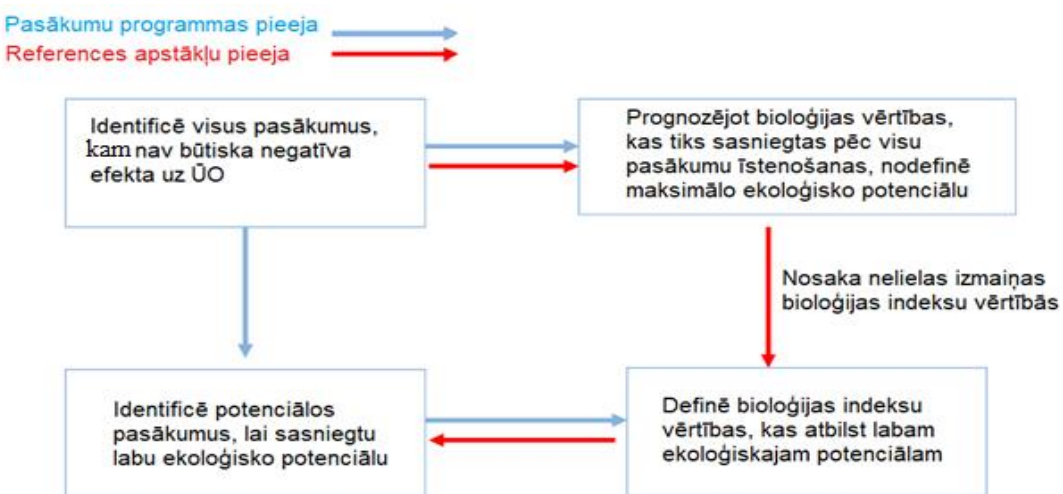
2.1. Ekoloģiskais potenciāls un pieejas tā noteikšanai

Saskaņā ar ES ŪSD 2000/60/EK, labs ekoloģiskais potenciāls (LEP) ir tāds stipri pārveidota vai mākslīgi veidota ūdensobjekta stāvoklis, kad tiek novērotas minimālas novirzes no maksimālā ekoloģiskā potenciāla (būtībā, stipri pārveidoto ūdensobjektu references apstākļi). Saskaņā ar vadlīnijām (*CIS Guidance Document No. 4, 2003*), labs ekoloģiskais potenciāls jādefinē, kā bioloģisko, hidromorfoloģisko un fizikāli-ķīmisko parametru savstarpējā mijiedarbība. Ņemot vērā to, ka nereti paaugstinātas ķīmisko elementu koncentrācijas ir saistītas ar cilvēku darbības ietekmēm, kam nav saistības ar hidromorfoloģiskajiem pārveidojumiem, piemēram, notekūdeņu iepļūdēm, nosakot ekoloģisko potenciālu pēc fizikāli - ķīmiskajiem elementiem, ir jāievēro piesardzības princips.

Saskaņā ar ŪSD KIS Vadlīnijām Nr. 4 “*Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies*”, nosakot stipri pārveidoto ūdensobjektu ekoloģisko potenciālu, pārveidotais ūdensobjekts pēc īpašībām tiek pielīdzināts vistuvākajam dabiskajam ūdensobjektam. Piemēram, uzpludināta ūdenskrātuve uz upes vairāk līdzinās caurteces ezeram, nevis plūstošai upei, bet kanāls fizikālo īpašību ziņā līdzinās upei.

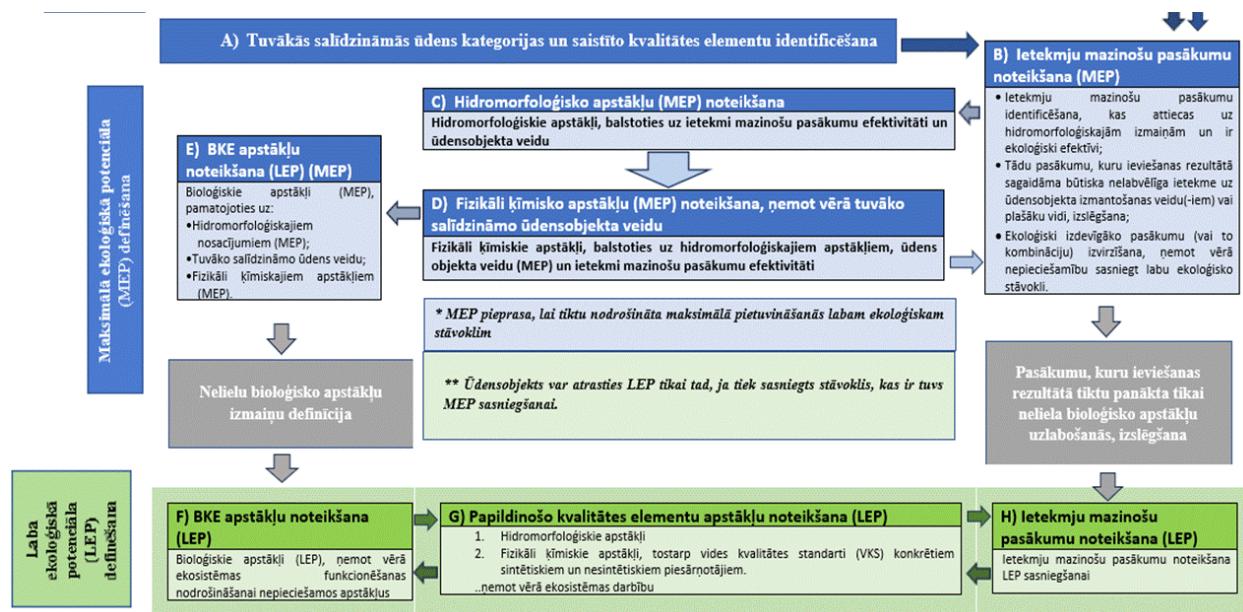
Saskaņā ar CIS vadlīniju Nr. 4 atjaunoto pielikumu, ir divas pieejas laba ekoloģiskā potenciāla definēšanā (1. attēls). Abas pieejas balstās uz pasākumu atlasī, lai pēc iespējas samazinātu hidromorfoloģisko pārmaiņu negatīvo ietekmi. Lai atlasītu pasākumus, ir jāzina, kādu ietekmi tie atstās uz bioloģiju. Tātad, lai noteiktu labu ekoloģisko potenciālu, **ir nepieciešams zināt, kā bioloģiskie kvalitātes elementi atbild uz hidromorfoloģiskajām izmaiņām.**

Starp abām 1. attēlā redzamajām pieejām ir viena būtiska atšķirība: references apstākļu pieejai nepieciešami reāli monitoringa dati par konkrēto vietu, bet pasākumu pieejai pietiek ar vispārzināmām atziņām par dažādu pasākumu ietekmi uz kvalitātes elementiem, primāri bioloģiju.



1. attēls. Pieejas laba ekoloģiskā potenciāla definēšanai (pēc *Appendix to CIS Guidance Document No. 4, 2019*)

Labā un maksimālā ekoloģiskā potenciāla noteikšana ir saistīta ar ļoti kompleksām darbībām, kas ietver gan tipoloģisko raksturojumu un bioloģisko parametru analīzi, gan pasākumu efektivitātes novērtēšanu (2. attēls).



2. attēls. Galvenie maksimālā ekoloģiskā potenciāla (MEP) un LEP noteikšanas soļi (pēc KIS vadlīniju Nr. 4 pielikuma)

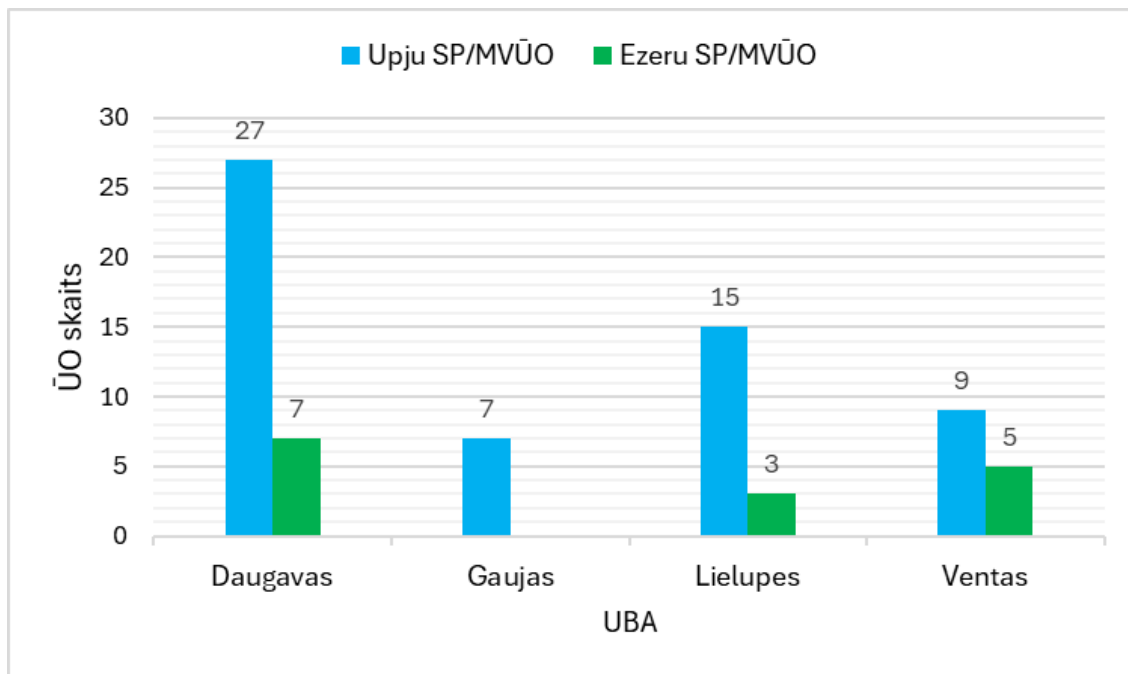
2.2. Stipri pārveidoti ūdensobjekti ES ŪSD kontekstā

Stipri pārveidoti ūdensobjekti (SPŪO) ir virszemes ūdensobjekti, kuru hidroloģiskās vai morfoloģiskās īpašības cilvēka darbības ietekmē ir būtiski mainījušās, un kuros šo izmaiņu dēļ nevar nodrošināt dabiskiem apstākļiem raksturīgo sugu sastāvu un bioloģisko daudzveidību. Cilvēka veiktās izmaiņas ir pastāvīgas un bez tām nevar nodrošināt konkrēto ūdens lietošanas veidu (piemēram, elektroenerģijas ražošanu). Šādiem ūdensobjektiem izvirza no dabiskajiem ūdensobjektiem atšķirīgus kvalitātes mērķus attiecībā uz bioloģiskajiem parametriem, vienlaikus tajos ir jāsasniedz laba fizikāli - ķīmiskā kvalitāte. Atšķirībā no mākslīgi veidotiem ūdensobjektiem, SPŪO sākotnēji ir bijis dabisks ūdensobjekts, kurš vēlāk būtiski pārveidots.

SPŪO statusa piešķiršana balstīta ne vien uz būtiskām hidromorfoloģiskām izmaiņām, bet arī uz ekonomiskās analīzes rezultātiem, vērtējot attiecīgu saimniecisko darbību ekonomisko nozīmību un iespēju šīs darbības nodrošināt ar citiem, tehniski iespējamām, videi draudzīgākiem un, no izmaksu viedokļa, saprātīgiem paņēmieniem. Tas izslēdz iespēju, ka visas taisnotās upes tiek automātiski atzītas par SPŪO. Līdzīgi arī katra ūdenskrātuve automātiski nenozīmē SP statusa piešķiršanu.

Kopumā Latvijā šobrīd ir izdalīti 785 upju un ezeru ūdensobjekti, no kuriem 73 ŪO (58 upju un 15 ezeru) pieder pie stipri pārveidotiem un mākslīgiem ūdensobjektiem (3. attēls). Latvijā SP/MV ŪO ir 9% no visu ūdensobjektu skaita, kas citu Eiropas valstu kontekstā vērtējams kā salīdzinoši

mazs daudzums. Skaitliski vislielākais SP/MV upju ūdensobjektu skaits ir Daugavas UBA (17 ŪO), bet procentuāli vislielākais daudzums ir Lielupes UBA (9,5%). Lai gan Ventas un Daugavas UBA ir vienāds SP/MV ezeru ŪO skaits, Ventas UBA tie veido 16% no ezeru ŪO kopskaita, bet Daugavas UBA tikai 2,6%.



3. attēls. Stipri pārveidoto un mākslīgo ūdensobjektu sadalījums pa upju baseinu apgabaliem 2025.g.

Atsevišķos gadījumos stipri pārveidoto ūdensobjektu noteikšana ir saistīta ar **politiskiem lēmumiem** vai starpvalstu līgumiem. Piemēram Lielupes UBA ūdensobjekts Nereta (L158SP) sākotnēji nebija izdalīts kā stipri pārveidots ūdensobjekts, jo tā ir taisnota tikai > 50% no gultnes kopgaruma. Upe, lielā tās garumā, ir Latvijas - Lietuvas robežupe. Upes ekoloģiskā kvalitāte pēc vēsturiskajiem Latvijas Universitātes Bioloģijas institūta (LUBI) datiem tika vērtēta kā vidējas kvalitātes, kas nozīmē, ka tai nepieciešami apsaimniekošanas pasākumi, kas ietver arī taisnošanas seku mazināšanu. Šajā brīdī tapa skaidrs, ka nekādi hidromorfoloģiskās kvalitātes uzlabošanas pasākumi šajā ŪO nav iespējami, jo tas nozīmētu valsts robežas maiņu. Šī iemesla dēļ, Nereta tika atsīta par SPŪO ar mazāk stingriem pasākumiem laba ekoloģiskā potenciāla sasniegšanai (4. attēls).



4. attēls. SPŪO Nereta, Latvijas - Lietuvas robežupe

Līdzīgi citām Eiropas valstīm, arī Latvijā liela daļa upju ir tikušas ietekmētas, tās padziļinot, taisnojot vai novirzot gultni. Latvijā mazo upju padziļināšanas un iztaisnošanas darbi uzsākti jau 17. gs. hercoga Jēkaba laikā. 18. gs. beigās mēģināja regulēt un pārrakt vairākas upes, bet plašāka upju regulēšana aizsākās 19. gs. sākumā. 1973. g. regulēto upju kopgarums sasniedza 2,5 tūkst. km jeb 13% no visu upju kopgaruma (Šķiņķis, 1992).

2.2.1. Upes

Latvijā ir vairāk nekā 12 500 upju, kas ir garākas par 10 km (Urtāns, 2017), to kopgarums pārsniedz 37000 km. Latvijas upju tipoloģijas pielīdzinājums Centrālbaltijas (CB) ģeogrāfiskās interkalibrācijas grupas (GIG) izveidotajai upju tipoloģijai attēlots 1. tabulā.

1. tabula Latvijas upju tipu pielīdzinājums Centrālbaltijas interkalibrācijas grupas izveidotajai upju tipoloģijai (modificēts pēc LU BI Hidrobioloģijas atskaites par projektu "Latvijas upju un ezeru bioloģiskās novērtēšanas metožu un biogēno elementu normatīvu starpvalstu saskaņošanas pabeigšana, 2016)

Tips	Upju raksturojums, (sateces baseins km²)	Augstums un ģeomorfoloģija, sārmainība	Pielīdzinājums Latvijas tipoloģijai
R – C1	Mazas upes, mazs augstums, silicītu, smilšaina gultne; 10 – 100	Mazs augstums, gultnes substrātu veido smilts (mazas daļiņas), platums 3 – 5 m (pilngultnes līmenī), > 0,4	Nav
R – C2	Mazas upes, mazs augstums, silicītu, akmeņaina gultne; 10 – 100	Mazs augstums, gultnes substrātu veido akmeņi, platums 3 – 5 m (pilngultnes līmenī), < 0,4	Nav
R – C3	Mazas upes, vidējs augstums, silicītu, 10 – 100	Vidējs augstums, gultnes substrātu veido akmeņi (granīts), platums 2 – 10 m (pilngultnes līmenī), < 0,4	Nav
R – C4	Vidējas upes, mazs augstums, jauktas, 100 – 1000	Mazs augstums, dažāds ātrums, substrātu veido smilts un grants, platums 8 – 25 m (pilngultnes līmenī), > 0,4	Ir. Visas upes ar sateces baseinu 100 – 1000 km ² . Latvijas 3. un 4. tips.
R – C5	Lielas upes, mazs augstums, jauktas, 1000 – 10 000	Mazs augstums, dažāds ātrums, maksimālais augstums sateces	Ir. Visas upes ar sateces baseinu 1000 – 10000 km ² . Latvijas 5. un 6. tips.

		baseinā 800 m, platums > 25 m (pilngultnes līmenī), > 0,4	
R – C6	Mazas upes, mazs augstums, kaļķainas, 100 – 300	Vidējs augstums, gultnes substrātu veido grants (kaļķakmens), platums 3 – 10 m (pilngultnes līmenī), > 2	Ir. Visas upes ar sateces baseinu 100 – 300 km ² . Latvijas 1. un 2. tips.
R – L12	Ļoti lielas upes, mazs augstums, kaļķainas, > 10 000	Mazs augstums, lēni tekošas, substrātu veido smalka smilts, smilts, grants un dolomīts, > 2	Ir. ļoti lielas upes ar sateces baseinu > 10 000 km ² , Latvijas 7. tips

Mazās upes

Pēc Latvijas upju tipoloģijas mazās upes ir ar sateces baseinu < 100 km², attiecīgi 1. tipam pieder seklas upes ar smilšu, grants, oļu un akmeņu substrātu un gultnes kritumu > 1 m/km (ritrālas), bet 2. tipam – upes ar smilts, detrita un dūņu slāni, bet gultnes kritumu < 1 m/km (potamālas). Abi upju tipi pielīdzināti Centrālbaltijas (CB) ģeogrāfiskās interkalibrācijas grupas (GIG) izveidotajās upju tipoloģijas upju tipam RC-6 - visas upes ar sateces baseinu 10–300 km² (1. tabula). Pēc LVĢMC veiktā apkopojuma (LVĢMC, 2021) par stipri pārveidotiem un mākslīgiem ūdensobjektiem Latvijā minēts, ka viena mazā upe atbilst SPŪO. Jāpiebilst, ka šis ūdensobjekts (Svētupe_2 D541SP) ir visai unikāls, jo uz mazas upes ir uzbūvēta trīs mazo HES kaskāde un lejtecē upe plūst pa jaunizraktu gultni.

Vidējās upes

Pēc Latvijas upju tipoloģijas vidējām upēm pieder upes ar sateces baseinu 100–1000 km², attiecīgi 3. tipam pieder upes ar smilšu, grants, oļu un akmeņu substrātu un gultnes kritumu > 1 m/km (ritrālas), bet 4. tipam – upes ar smilts, detrita un dūņu slāni, bet gultnes kritumu < 1 m/kms (potamālas). Abi upju tipi pielīdzināti CB GIG izveidotajās upju tipoloģijas upju tipam RC-4 - visas upes ar sateces baseinu 100–1000 km².

Pēc LVĢMC veiktā apkopojuma, aktualizējot SPŪO sarakstu, septiņas SP upes atbilst 3. tipam, bet 4. tipam - 16 upju ŪO. Pārsvarā šajā grupā ietilpst taisnotas vai HES ietekmētas upes, bet ir arī ostu ŪO, piemēram, Rojas upe ar pārveidotiem krastiem.

Spēcīgi pārveidotas upju gultnes, kurās regulāri tiek veikti regulāri apsaimniekošanas pasākumi (piem., sedimentu izvākšana, gultnes iztaisnošana, krastu nostiprināšana, augu izvākšana vai pļaušana) un tiek spēcīgi antropogēni ietekmētas, nav spējīgas atjaunot dabiskos procesus – tas

kopumā būtiski ietekmē arī ūdens bezmugurkaulnieku, makrofitu un zivju sabiedrības (Zaborowski et al., 2023).

Septiņu gadu ilgā pētījumā Polijā, salīdzinot divus vienas zemieņu upes posmus - ar dabisku atjaunošanos (A) un ar deflektoru (straumes novirzītāju) ieviešanu (B), secināts, ka deflektoru ieviešana būtiski uzlabojusi upes hidromorfoloģisko kvalitāti posmā B. – intensīvāk notika erozijas un akumulācijas procesi, izmainījās upes gultnes forma un pieauga upes gultnes substrātu heterogenitāte, granulometriskā sastāva daudzveidība, kas var pozitīvi ietekmēt bentisko bezmugurkaulnieku un ihtiofaunas daudzveidību (Zaborowski et al., 2023). Deflektorus veido no dabiskiem materiāliem, piemēram, akmeņiem un kokiem, bet mākslīga materiāla, piemēram, betona straumes novirzītāju izbūve upē tikai samazinās tās bioloģisko daudzveidību un hidromorfoloģisko kvalitāti (Matyas et al. 2009, Kažuža et al. 2018, Zaborowski et al., 2023).

Lielās upes

Pēc Latvijas upju tipoloģijas lielām upēm pieder dziļas upes ar sateces baseina platību 1000-10000 km², 5. tipam pieder ritrāla tipa upes ar smilšu, grants, oļu un akmeņu substrātu, gultnes kritumu > 1 m/kms, bet 6. tipam - upes ar smilts, detrīta un dūņu substrātu, gultnes kritumu < 1 m/km (1. tabula). LVĢMC aktualizētajā apkopojumā stipri pārveidotiem un mākslīgiem ūdensobjektiem Latvijā atbilst 12 upju ŪO, bet 5. tipam - neviens. Šajā grupā pārvarā ir iztaisnotas upes, kā arī Mīlgrāvis, kas ir mākslīgi veidots kanāls.

Ļoti lielās upes

Potamāla tipa ļoti liela upe ar sateces baseina platību > 10000 km². Šim upju tipam tiek pieskaitīta arī Gaujas grīva. LVĢMC veiktajā apkopojumā (LVĢMC, 2021) par stipri pārveidotiem un mākslīgiem ūdensobjektiem Latvijā minēts, ka četras SP upju ŪO atbilst 7. tipam. Visi šie gadījumi ir saistīti ar ostu, kur krasti pārveidoti no mākslīga materiāla, kā arī hidroelektrostaciju (Daugavas HES kaskāde) darbību.

2.2.2. Mazās ūdenskrātuves

Mūsdienās Latvijā ir apmēram 800 ūdenskrātuvju, kuru ūdens virsmas platība sasniedz un pārsniedz 1 ha jeb 0,01 km². Visu ūdenskrātuvju kopplatības veido apmēram 225 km² jeb 0,3 % no valsts platības. Lielākā daļa no ūdenskrātuvēm ir mazas.

Ūdenskrātuves ir ūdenstilpes, kas ierīkotas, ar aizsprosta palīdzību (5. attēls) paceļot ūdens līmeni ūdenstecēs un appludinot tās, t.i., SPŪO ir mākslīgi radītas ūdenskrātuves, pie kurām Latvijā vairumā gadījumu pieder bijušie dzirnavezeri, dīķi un hidroelektrostaciju ūdenskrātuves.



5. attēls. Šlokenbekas HES uz Slocenes (nav ūdensobjekts) (foto: L. Grīnberga)

Jāatzīmē, ka ne visas ūdenskrātuves automātiski ir stipri pārveidoti ūdensobjekti, jo jāņem vērā arī to ekonomiskā nozīmība, tāpēc parasti par stipri pārveidotiem ūdensobjektiem tiek atzītas tikai salīdzinoši lielu upju ūdenskrātuves, piemēram, Rēzeknes un Cieceres. Tāpat joprojām pastāv diskusijas, vai ūdenskrātuve ir stipri pārveidota upe vai ezers. Pēc jaunākajām EK UBAP ziņošanas vadlīnijām ūdenskrātuves ir stipri pārveidoti ezeru ūdensobjekti. Tas nozīmē, ka nosakot LEP, tās ir jāpielīdzina kādam no ezeru tipiēm, nevis upju.

Runājot par terminu “ūdensobjekts” (ŪO) normatīvo aktu izpratnē, tas formulēts kā “nodalīts un nozīmīgs virszemes ūdens hidrogrāfiskā tīkla elements: ūdenstece (upe, strauts, kanāls vai to daļa), ūdenstilpe (ezers, dīķis, ūdenskrātuve vai to daļa), kā arī pārejas ūdeņi vai piekrastes ūdeņu posms” un attiecināms uz noteikta lieluma ūdeņiem: upe vai upes, kuru garums ir lielāks par 10 km; ezers, kura virsmas laukums ir 0,5 km² vai lielāks. Atsevišķos gadījumos par ŪO tiek atzītas arī mazākas upes un ezeri, ja atsevišķi ūdensobjekti nepieciešami, lai sasniegtu vides kvalitātes mērķus (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002), tomēr vairums mazo ūdenskrātuvju nav SPŪO, kā piemēram aizsprosts uz Braslas (6. attēls).



6. attēls. Braslas ūdenskrātuves aizsprosts Krimuldas pagastā (foto: L. Grīnberga)

LVĢMC veiktajā apkopojumā (LVĢMC, 2025) par stipri pārveidotiem un mākslīgiem ūdensobjektiem (ŪO) Latvijā minēts, ka kopumā šobrīd ir izdalīti 73 SP/MVŪO, no kuriem lielākā daļa jeb 58 ir upju ūdensobjekti. Pārsvārā ūdensobjektu izdalīšana par stipri pārveidotiem ir saistīta ar meliorācijas darbiem uz galvenās ūdensteces un sateces baseinā, hidroelektrostaciju darbību un valsts nozīmes polderu būvēm. Kā stipri pārveidoti ūdensobjekti izdalītas arī upju grīvas, kurās izveidotas tautsaimniecībai nozīmīgas ostas. Jāpiebilst, ka ne katra ūdenskrātuve vai taisnota upe ir atzīstama par stipri pārveidotu ūdensobjektu, jo sākotnēji ir jāveic ekonomiskā nozīmīguma analīze. Nelielas ūdenskrātuves ar mazu jaudu vai mazas, taisnotas upes pārsvārā netiek atzītas par SPŪO, jo to ekonomiskā nozīmība ir pārāk maza un izdevīgāk ir ieguldīt pasākumos, lai atjaunotu šo ūdensobjektu dabiskās īpašības.

Ir zināms, ka mazo ūdenskrātuvju funkcijas ir ļoti dažādas: ūdens apgāde, rekreācija, estētiskā vērtība un hidroloģisko procesu un sedimentu kontrole (Ignatius, Rasmussen, 2016). To skaits ir pasaulē joprojām ir pieaugošs, bet informācijas par to raksturlielumiem joprojām trūkst (Habets et al., 2018). Nav arī vienotas izpratnes par to, kas ir maza ūdenskrātuve. Ūdenskrātuvēs pasaulē tiek uzskatītas par mazām, balstoties uz dažādiem kritērijiem, piemēram, virsmas platību (mazākas par hektāru ASV Pjedmontas štatā (Ignatius, Rasmussen, 2016) un tilpumu (ar tilpumu mazāku par 100 000 m³ Polijā (Mioduszewski, 2012)). Runājot par mazajām ūdenskrātuvēm Eiropā, svarīgs ir fakts, ka tās Ūdens direktīvā netiek pieminētas kā ūdensobjekti, ja to platība ir mazāka par 0,5 km² (Jurik et al., 2015).

Viens no plašākajiem apkopojumiem par ūdenskrātuvēm veikts ziņojumā Francijā, kur mazo ūdenskrātuvju skaits 21. gs. sākumā sasniedzis 125 000 (Carluer et al., 2016). Izteikts priekšlikums tās iedalīt tipos atkarībā no ūdens piegādes avota (mākslīgais dīķis, ko apgādā gruntsūdeņu sūkņošana; mākslīgais dīķis, ko apgādā, ūdens no upes; kalnu nogāzes rezervuārs, ko nodrošina

noteces ūdens (atvienots no hidrogrāfiskā tīkla); novirzīšanas rezervuārs; dambja ūdenskrātuve uz upes). Minēts, ka līdzšinējie pētījumi ir vērsti uz ļoti dažādiem aspektiem, tomēr ir arī kopīgas atziņas: attiecībā uz bioloģiskajiem komponentiem ir zināms, ka ūdenskrātuvēs samazinās reoģilo zivju daudzums, mainās bentisko bezmugurkaulnieku struktūra (īpaši Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), ir invazīvo sugu klātbūtne. Ietekme jūtama arī augšpus ūdenskrātuves vai visā reģionā sakarā ar organismu specifiskiem izplatīšanās procesiem. Tomēr arī šajā apjomīgajā pētījumā ir uzsvērts, ka kopumā datu un zināšanu daudzums, lai raksturotu ūdenskrātuves, ir nepietiekams.

Vairums līdzšinējo pētījumu rezultātu parāda pazeminātas ekoloģisko kvalitāti raksturojošu rādītāju vērtības, bet relatīvā jutība pret hidroloģiskajām izmaiņām ūdenskrātuvēs dažādām organismu grupām ir atšķirīga. Bentisko bezmugurkaulnieku daudzums un daudzveidība kā atbilde uz straumes izmaiņām mēdz būt dažāda, tāpat arī piekrastes veģetācijas raksturlielumi; toties zivju daudzums, daudzveidība un populāciju struktūras rādītāji vienmēr ir pasliktinājušies. Jāpiezīmē, ka pasaulē veikto pētījumu rezultāti nav universāli, tomēr kopējās atziņas apstiprina, ka lielāks ekoloģiskais risks ir pie lielākām hidroloģiskajām izmaiņām (Poff, Zimmerman, 2010).

LVĢMC līdzšinējie monitoringa rezultāti (LVĢMC, 2021) parāda, ka ezeru ar polderu sistēmās (Babītes ezers un Lubāns), kā arī mazo upju HES ūdenskrātuvēs bioloģisko indeksu vērtības būtiski neatšķiras no dabiskos ezeros novērotām indeksu vērtībām, tāpēc tie tika atstāti vienā grupā – tātad vērtējot šo ŪO ekoloģisko stāvokli, izejas punkts ir attiecīgā tipa ezeri. Atbilstoši MK noteikumiem Nr.858 (Noteikumi par virszemes ūdensobjektu..., 2004), Latvijā ir 11 ezeru tipi, kuru iedalījumu nosaka vidējais dziļums, ūdens cietība un krāsainība, un mazās ūdenskrātuves vērtējamas atbilstoši attiecīgā tipa ezeriem. Pēc lieluma visi Latvijas ezeru ūdensobjekti iedalīti vienā klasē – ezeri, kuru ūdens virsmas laukums ir lielāks par 50 hektāriem.

Tā kā SPŪO cilvēka darbības rezultātā ir fizikāli un apstākļu ziņā būtiski izmainīti, HES ietekmē upes garenisko nepārtrauktību, jo kalpo kā šķērslis zivju migrācijai. Regulārās straujas ūdens līmeņa svārstības (*hydropeaking*) atstāj negatīvu ietekmi leļpus HES aizsprosta - mazkustīgie ūdens organismi iet bojā, nespējot pielāgoties straujajām izmaiņām, turklāt krasās ūdens līmeņa svārstības veicina krastu eroziju un sedimentācijas procesu attīstību. Savukārt, augšpus HES aizsprosta, kur parasti ir izveidots uzpludinājums, pastiprināti uzkrājas upes nestie saneši, ūdens ir stāvošs, kas var veicināt eitrofikāciju, ievērojami pasliktinot ūdens kvalitāti (LVĢMC 2021).

SPŪO nav iespējams labs ekoloģiskais stāvoklis, bet vides kvalitātes mērķis ir LEP (labs ekoloģiskais potenciāls). Domājot par ūdenskrātuvēm, tajās bieži trūkst daudzveidības un funkcionalitātes, ko nodrošina litorāle, un ir grūti saskatīt, kā kritēriji references stāvokļa noteikšanai varētu tikt izmantojami cilvēku radītos objekts (Moss 2008). LEP prasības nav tik stingras kā laba ekoloģiskā stāvokļa sasniegšanai dabiskiem ūdensobjektiem. Tāpat arī references apstākļi SPŪO raksturojami kā maksimālais ekoloģiskais potenciāls (MEP) ar nelielu novirzi no atbilstošā tipa augsta ekoloģiskā stāvokļa rādītājiem. Mazo ūdenskrātuļju ekoloģiskā potenciāla noteikšanai izmantojami tie paši bioloģiskie kritēriji, kādi noteikti upēm un ezeriem: fitoplanktona sastāvs, sastopamība un biomasa, makrofītu sastāvs un sastopamība, zoobentosa sastāvs un sastopamība, zivju sugu sastāvs un sastopamība, zivju populāciju vecuma struktūra.

Lai noteiktu mākslīga vai SPŪO ekoloģisko potenciālu, ūdensobjektu pielīdzina upju, ezeru, pārejas ūdeņu vai piekrastes ūdeņu ūdensobjektu tipam, kuram mākslīgā vai stipri pārveidotā

ūdensobjekta īpašības atbilst visvairāk. Iedalot konkrēto mākslīgo vai SPŪO ekoloģiskā potenciāla klasē, izmanto ekoloģiskās kvalitātes kritērijus, kādi šajos noteikumos noteikti atbilstošajam virszemes ūdensobjektu tipam (Noteikumi par virszemes ūdensobjektu..., 2004).

2.2.3. Lielās ūdenskrātuves

Pie lielajām ūdenskrātuvēm pieder Pļaviņu, Ķeguma un Rīgas ūdenskrātuves. Novērtēts, ka Rīgas ūdenskrātuves (E048SP) (7. attēls), Ķeguma ūdenskrātuves (E060SP) un Pļaviņu ūdenskrātuves (E061SP) (8. attēls) hidromorfoloģiskās modifikācijas ir pārāk būtiskas, tāpēc labu ekoloģisko statusu nav iespējams sasniegt; visu lielo ūdenskrātuvju ekoloģiskais potenciāls novērtēts kā vidējs (LVĢMC, 2021). Būtiskākās hidromorfoloģiskās slodzes ir krastu un piekrastes pārveidojumi no bentona konstrukcijām, kā arī ūdens līmeņa svārstības.



7. attēls. Daugava, Rīgas ūdenskrātuve 2010. gada 13. septembrī (foto: A.Skuja).



8. attēls. Daugava, Pļaviņu ūdenskrātuve 2007. gada 30. martā (foto: A. Skuja).

2.2.4. Ezeri

Latvijā ir vairāk nekā 2000 ezeru, kas lielāki par 1 hektāru (Urtāns 2017), tomēr par ūdensobjektiem izdala ezerus, kas ir lielāki par 50 hektāriem (MK noteikumi Nr. 858). Latvijas ezeru tipoloģija pielīdzināta Centrālbaltijas interkalibrācijas grupas ezeru tipoloģijai apkopota 2. tabulā.

2. tabula Latvijas ezeru tipu pielīdzinājums Centrālbaltijas interkalibrācijas grupas izveidotajai ezeru tipoloģijai (modifēts pēc Poikane 2009)

Tips	Ezeru raksturojums	Augstumsv. j. l. (m)	Vidējais dziļums (m)	Sārmainība (meq l ⁻¹)	Atbilstošie tipi pēc Latvijas tipoloģijas
L-CB1	Zemieņu sekls, stratificēts, karbonātu tipa (cietūdens) ezers	< 200	3 – 15	> 1	5. tips (sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību), 6. tips (sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību) un 9. tips (dziļš dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību)

L-CB2	Zemieņu ļoti sekls, karbonātu tipa (cietūdens) ezers	< 200	<3	> 1	1. tips (ļoti sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību) un 2. tips (ļoti sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību)
LCB3	Zemieņu, sekls, silikātu tipa (mīkstūdens) ezers ar vidēju sārmainību	< 200	3 - 15	0.2 - 1	7. tips (sekls dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību), 8. tips (sekls brūnūdens ezers ar zemu ūdens cietību), 10. tips (dziļš dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību)

Kopā izdalīt četri ezeru SPŪO: Babītes ezers (E032SP) (9. attēls), Liepājas ezers (E003SP) (10. un 11. attēls), Lubāna ezers (E085SP) un Kleinis (E021SP) (SPŪO noteikšana, 2015; LVĢMC, 2021). Novērtēts, ka visiem minētajiem ezeriem hidromorfoloģiskās modifikācijas ir pārāk būtiskas un labu ekoloģisko statusu nav iespējams sasniegt (LVĢMC, 2021).



9. attēls. Babītes ezera (2.tipa ezers ļoti sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību) DR piekraste pie Trenčiem (foto: L. Grīnberga)



10. attēls. Liepājas (2. tipa ezers ļoti sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību) ezera Z daļa (foto: L. Grīnberga)



11. attēls. Liepājas ezera Z krasts pie Liepājas metalurga (foto: L. Grīnberga)

Līdzīgi augstāk minētajiem un attēlotajiem ezeriem, arī Lubāna ezers ir 2.tipa ezers - ļoti sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību (SPŪO noteikšana, 2015).

2.3. Bioloģiskās kvalitātes elementi un ūdeņu hidromorfoloģija

Lai bioloģiskos kvalitātes elementus varētu izmantot laba vai maksimāla ekoloģiskā potenciāla noteikšanā, obligāts priekšnosacījums ir to spēja mijiedarboties ar hidromorfoloģiskajiem pārveidojumiem. LVĢMC virszemes ūdens monitoringā izmantoto interkalibrēto bioloģisko kvalitātes elementu jutība pret dažādām slodzēm apkopota 3. tabulā. Redzams, ka no šobrīd izmantotajiem indeksiem tikai upju un ezeru zivis ir jutīgas pret hidromorfoloģiskajiem

pārveidojumiem. Tas saistīts ar to, ka bioloģijas metožu interkalibrācijās kā primārā slodze pārsvarā tika izmantota eitrofikācija, un visbiežāk metodes Eiropas līmenī tika salīdzinātas, izmantojot slāpekļa un fosfora savienojumus.

Kopumā var secināt, ka šobrīd valsts monitoringā izmantotās bioloģiskās kvalitātes novērtēšanas metodes nav piemērotas SPŪO laba ekoloģiskā potenciāla novērtēšanai.

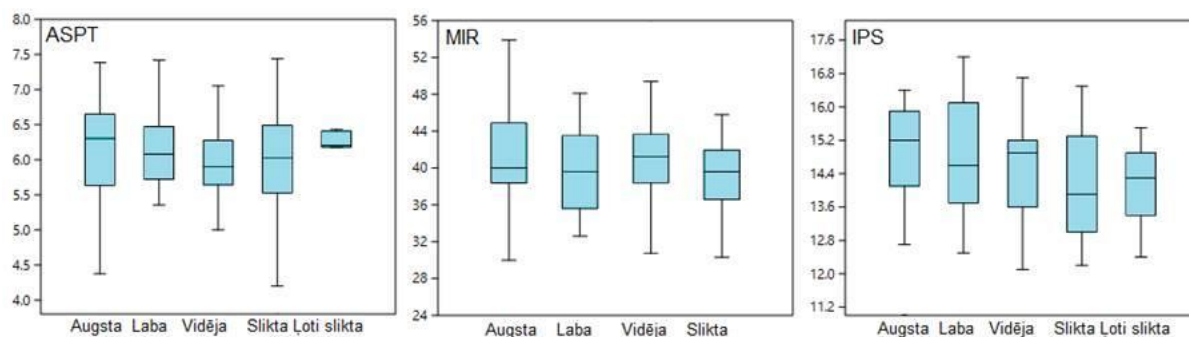
Līdz ar to nevar piemērot arī citās valstīs izmantoto pieeju, kad labs ekoloģiskais potenciāls tiek definēts, piemēram, kā vidējas kvalitātes klases robežlielums dabiskas izcelsmes ūdensobjektos.

3. tabula. Virszemes ūdens monitoringā izmantoto bioloģisko kvalitātes elementu jutība pret dažādām slodzēm (pēc UBAP 2022-2027)

	Makrofīti		Makrozoobentoss		Zivis		Fitoplank tons	Fitobentoss
	Upes	Ezeri	Upes	Ezeri	Upes	Ezeri	Ezeri	Upes
Eitrofikācija	jā	jā	jā	jā	jā	jā	jā	jā
Organiskais piesārņojums	nē	n.a.	nē	nē	jā	jā	jā	jā
Vispārējā degradācija	nē	n.a.	jā	jā	jā	jā	jā	nē
Hidromorfoloģiskā degradācija	nē	n.a.	nē	nē	jā	jā	nē	nē

*jā-nosaka slodzi, nē-nenosaka, n.a.-nav zināms

Arī 12. attēlā redzams, ka makrozoobentosa indeksam ASPT, makrofītu MIR indeksam un fitobentosa indeksam IPS nav saistības ar hidromorfoloģiskās degradācijas klasi. Jāatzīmē, ka visi analizē iekļautie ūdensobjekti pieder pie viena tipa.



12. attēls. Dažādu bioloģisko indeksu variācija pie dažādām hidromorfoloģiskās kvalitātes klasēm upju ūdensobjektos (pēc UBAP 2022-2027)

Saskaņā ar KIS vadlīniju dokumentu Nr. 4 (2003):

- bentisko bezmugurkaulnieku fauna un zivis atzītas par vienām no vispiemērotākajām indikatoru grupām, lai novērtētu hidroenerģijas ražošanas ietekmi uz saldūdens ekosistēmām;
- lielos attālumos migrējošās zivju sugas - upju nepārtrauktības ietekmju novērtēšanai;
- makrofīti - labi indikatori caurplūduma izmaiņām leļpus ūdenskrātuvēm, kā arī SP ezeru ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai, jo tie ir jutīgi pret ūdens līmeņa svārstībām;
- lineārām fizikālām ietekmēm, piemēram, piekrastes nostiprināšanai, vispiemērotākie indikatori varētu būt bentiskie bezmugurkaulnieki un makroskopiskās aļģes (CIS, 2003).

2.3.1. Fitoplanktons

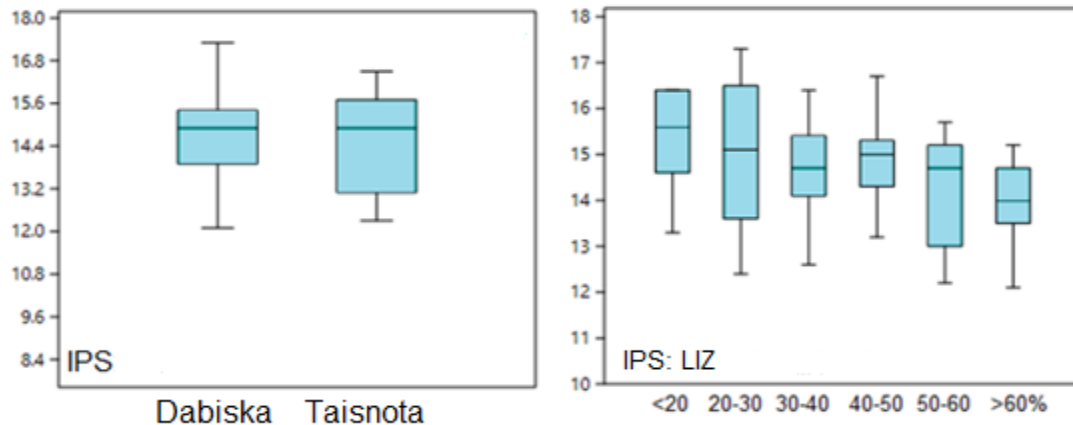
Aļģes dabas ūdeņos pārstāv ļoti daudzas taksonomiskās grupas, kuras ievērojami atšķiras pēc to attīstībai nepieciešamajiem vides apstākļiem. Vienā un tajā pašā ūdentilpē var koeksistēt daudzas aļģu sugas, tomēr dominanto sugu daudzums ir pakļauts sezonālām ietekmēm (Saules starojuma, temperatūras, skābekļa pieplūdes intensitātes izmaiņas) un vides piesārņojuma. Jutīgums pret sezonālu procesu ietekmēm nosaka vides piesārņojuma ietekmi uz aļģu populācijām (Kļaviņš, Cimdiņš, 2004).

Upju ūdensguves baseinam baseinam, tā fizikāli - ģeogrāfiskajam stāvoklim, kā arī piesārņojuma avotiem un piesārņojošām un piesārņojošām vielām ir būtiska nozīme fitoplanktona un perifītona aļģu sabiedrību veidošanās procesos. Fitoplanktona aļģu sabiedrību sugu sastāvs, to raksturs lielā mērā atkarīgs no upju barošanās tipa (Druvietis, 1996).

Latvijā fitoplanktons tiek izmantots ezeru ekoloģiskās kvalitātes vērtēšanā (Philips et al. 2015), kā arī ļoti lielo upju ar sateces baseina platību $> 10\,000\text{ km}^2$ vērtēšanā (Mischke et al. 2018). Latvijas fitoplanktona multimetriskais indekss ir jutīgs pret eitrofikāciju, it īpaši kopējā fosfora daudzumu (Philips et al. 2015), tāpēc nav sagaidāms, ka fitoplanktons būtu piemērots hidromorfoloģisko pārveidojumu indikators. Fitoplanktons ir minēts kā labs eitrofikācijas indikators arī citu valstu pētījumos Chislock et al. 2013; Solheim et al. 2013). Polijā veiktā pētījumā netika konstatēta tieša hidromorfoloģisko pārveidojumu ietekme uz fitoplanktonu, tomēr pētījuma autori min, ka hidromorfoloģiskajiem pārveidojumiem iespējama netieša ietekme uz eitrofikāciju, piemēram, krasta joslas pārveidojumi vai ūdens līmeņa regulēšana var veicināt biogēnu ieplūdi ezeros (Kutyła et al. 2025).

2.3.2. Fitobentoss

Latvijā izmantotais upju fitobentosa indekss IPS primāri ir domāts eitrofikācijas slodzes novērtēšanai un tas neuzrāda statistiski ticamu saistību ar hidromorfoloģiju un lauksaimniecības slodzi (13. attēls). Kopumā no visiem ar Omnidia programmu aprēķinātajiem indeksiem IPS indekss uzrādīja vislabāko saistību ar dažādām slodzēm, citu fitobentosa indeksu mijiedarbība ar hidromorfoloģiskās kvalitātes elementiem bija vēl mazāka. Secināms, ka fitobentosu var izmantot stipri pārveidoto ūdensobjektu novērtēšanā bez specifisku kvalitātes kļāšu robežu pielāgošanas.



13. attēls. Fitobentosa IPS indeksa mijiedarbība ar hidromorfoloģijas un lauksaimniecības zemju slodzi.

2.3.3. Makrofiti

Makrofiti ir viens no parametriem, kas tiek plaši izmantots upju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā Latvijā un citās ES valstīs. Lai novērtējums būtu pēc iespējas precīzāks, izstrādāti un katrai valstij pielāgoti vairāki indeksi; Eiropā visplašāk tiek lietots makrofitu indekss, kas izveidots Lielbritānijā, lai raksturotu upes trofisko stāvokli - Macrophyte Trophic Rank (MIR) (Holmes, 1996). Macrophyte Index for Rivers (MIR) ir MTR indekss pielāgots Polijas upēm, savukārt Latvijas upju makrofitu indekss (MIR_LV) ir adaptēts no Polijas upju novērtēšanas metodes.

Upes pārveidošana cilvēku darbības rezultātā izraisa straumes ātruma samazināšanos, veicina sedimentu izsēšanos, kā arī bieži rada izmaiņas veģetācijā ne tikai pārveidotajā posmā, bet arī lejpus tā (Haslam, 2006). Upju ūdens ekoloģiskās kvalitātes novērtējumā, izmantojot makrofitus, nepieciešamas zināšanas gan par upes hidroloģisko režīmu, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko uzbūvi, gan arī par ietekmēm, kas notiek un notikušas upē (Paal et al., 2007; Tremp, 2007).. Meklējot iespējas novērtēt pārveidotus ūdensobjektus, plašākie pētījumi ir veikti Polijā, Slovākijā, Itālijā un Horvātijā.

Pētot vidēji lielas upes Polijā secināts, ka makrofitu sugu skaitu un sastopamību pārveidos ūdensobjektos maz ietekmē ūdens kvalitāte, būtiskāk ietekmē gultnes platums un dūņu slāņa biezums. Tiek uzsvērts, ka regulētās upes daudz mazāk kā dabiski tekošās ietekmē apēnojums, jo, veicot upju padziļināšanu un taisnošanu, parasti tiek pilnībā vai daļēji novākta koku/krūmu josla krastos. Lielāka bioloģiskā daudzveidība konstatēta regulētās upēs ar lielāku gultnes platumu, tādējādi nodrošinot arī lielāku mikrobiotopu daudzveidību citiem organismiem upē. Nav konstatētas būtiskas atšķirības makrofitu sugu skaita ziņā regulētos un dabiskos upju posmos. Augstāka aizauguma pakāpe raksturīga regulētiem posmiem (Hachoł, 2019).

Arī citos pētījumos uzsvērts, ka lielāku aizauguma pakāpe regulētās vidēji lielās upēs skaidrojama ar mazāku apēnojumu (Caffrey et al., 2006). Augstai aizauguma pakāpei (>40%) ir negatīva ietekme uz bezmugurkaulnieku sabiedrībām. To var saistīt ar faktu, ka augstāka aizauguma pakāpe nereti raksturīga ar vienu līdz trīs dominējošām sugām, kas samazina mikrobiotopu daudzveidību un vide nav piemērota bezmugurkaulnieku sugu attīstībai (Erba et al., 2019).

Sugu sastāva ziņā regulētās upēs dominē sugas ar plašu ekoloģisko toleranci pret vides apstākļiem - vienkāršā ežgalvīte *Sparganium emersum*, parastais miežubrālis *Phalaroides arundinacea*, parastā niedre *Phragmites australis*, parastā bultene *Sagittaria sagittifolia*, mazais ūdensziņš *Lemna minor*, šaurlapu ežgalvīte *Typha angustifolia* (Hachoļ, 2019). Līdzīgi kā dabiskās upēs, arī regulētās upēs makrofītu veģētāciju ietekmē grunts sastāvs un straumes ātrums. Tā kā ūdensaugu izplatīšanās parasti notiek veģetatīvi, ļoti lēna straume būtiski samazina izplatīšanās areālu, bet rada priekšrocības augiem, kas izplatās ar sēklām, kā arī augiem, kuri sakņojas piekrastes zonā. Lai arī virsūdens augu izplatība ir mazāk atkarīga no straumes ātruma, tomēr iegrimušie augi spēj aizņemt lielākas platības visā upes šķērsgrīzumā, ja vien ir piemērots dziļums un gaismas apstākļi (Gantes and Caro, 2001).

Vidēji lielās upēs makrofītu veģētācija pēc upju regulēšanas vai pārtīrīšanas atjaunojas ātri, parasti pirmajā veģētācijas sezonā pēc gultnē veiktajiem regulēšanas darbiem (Caffrey et al., 2006; Hachoļ, Bondar-Nowakovska, 2012; Hachoļ, Bondar-Nowakovska, 2017). Tādēļ var izvirzīt hipotēzi, ka vidēji lielās upēs, vērtēšanai izmantojot makrofītus, sasniegt GEP ir vienkāršāk nekā lielajās upēs. Lielajās upēs, kur ir lielāks ūdens dziļums un krasti stāvi, īpaši, ja tie ir betonēti vai citādi nostiprināti, makrofītu sugu skaits un aizauguma pakāpe būs zema. Piemēri ar makrofītu sugu sastāvu un aizaugumu iztaisnotās upēs attēloti 14. un 15. attēlā.



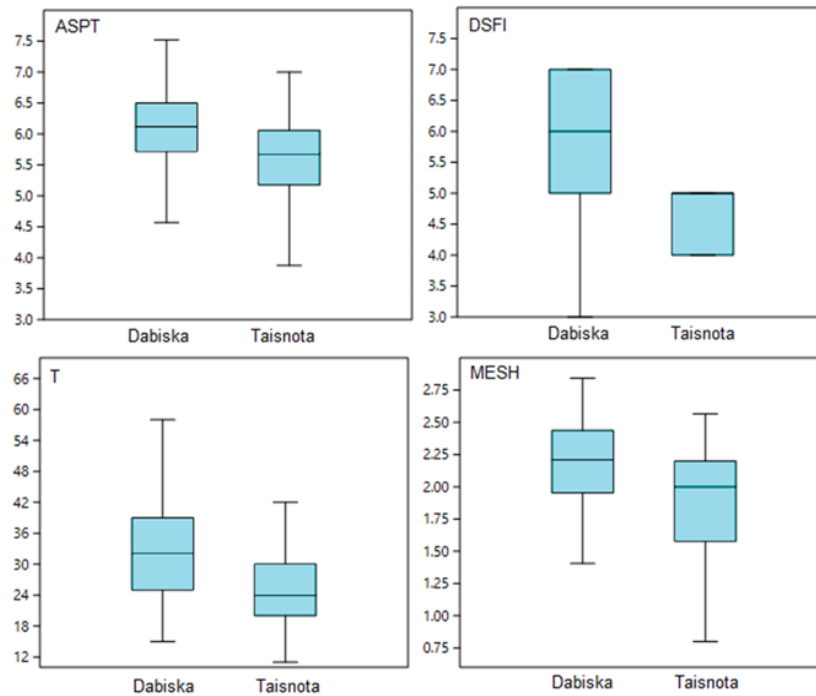
14. attēls. Auce - meliorēts un pārtīrīts posms upes augštecē, makrofītu veģētācija atjaunojusies, sugu daudzveidība samērā liela (foto: L Grīnberga)



15. attēls. Dubna pie Augšmuktiem, iztaisnota un padziļināta, aizaugums ar makrofitiem augsts (foto: L. Grīnberga)

2.3.4. Bentiskie bezmugurkaulnieki

Lai gan multimetriskais Latvijas upju makrozoobentosa indekss (LMI) kopumā nav piemērots ekoloģiskā potenciāla noteikšanai, atsevišķi tā daļindeksi uzrāda ticamu saistību ar hidromorfoloģiskās kvalitātes parametriem (16. attēls).



16. attēls. Makrozoobentosa indeksu mainība atkarībā no monitoringa stacijas atrašanās dabiskā vai taisnotā upes posmā

Zinātniskajā literatūrā atrodami vairāki pētījumi par makrozoobentosu un SPŪO, piemēram, Erba et al. (2019) veiktajā Itālijas **upju** pētījumā bija būtiskas atšķirības SPŪO upju posmos ar MEP un zemāku ekoloģiskā potenciāla vērtējumu. Īpaši lielas atšķirības sugu sabiedrībās radīja upju posmu fragmentācija. Arī > 40% liels aizaugums ar ūdensaugiem (dominējot nelielam ūdenaugu sugu skaitam) negatīvi ietekmēja bentisko bezmugurkaulnieku daudzveidību. Posmos ar MEP tika konstatēts vislielākais viendienīšu Ephemeroptera un maksteņu Trichoptera procentuālais relatīvais īpatņu skaits; arī vaboles Coleoptera, kaut gan veidoja nelielu daļu no kopējā īpatņu skaita, galvenokārt bija sastopamas upju posmos ar MEP. Pētījumā secināts, ka īpaši svarīgi saglabāt daudzveidīgas struktūras upju krastos un gultnē, lai palielinātu bentisko bezmugurkaulnieku daudzveidību, jo sevišķi dūņainās upēs.

Ūdens direktīvas kopējā īstenošanas stratēģijas izstrādes gaitā tika vērtēta dažādu bioloģiskās kvalitātes elementu indikatīvā nozīme vides fizikālo izmaiņu ietekmē, kurā bentiskie bezmugurkaulnieki atzīti par piemērotu bioloģiskās kvalitātes elementu hidroelektrostaciju ietekmes novērtēšanai (Common implementation strategy..., 2003). Piemēram, ZR Bulgārijā Donavas baseina 12 **ūdenskrātuvēs** veiktā ekoloģiskā potenciāla novērtēšanas pētījumā kopā konstatēti 75 taksoni, kas atspoguļo salīdzinoši lielu bioloģisko daudzveidību (dominēja mazzartārpi Oligochaeta, viendienīšu Ephemeroptera kāpuri, trīsuļodu Chironomidae kāpuri un gliemji Mollusca; vislielāko biomasu veidoja invazīvo sēdgliemeņu *Dreissena* sp. īpatņi, stiklodu kāpuri *Chaoborus crystallinus* un mazzartārpi). Lielāka daudzveidība bija raksturīga pēc platības lielākajās ūdenskrātuvēs. Secināts, ka bentisko bezmugurkaulnieku izplatībā būtiskākie faktori varētu būt invazīvo *Dreissena* gliemeņu sastopamība un īpatņu blīvums, elektrovadītspēja, Ca^{2+} koncentrācija un ūdens dzidrība. Vairums ūdenskrātuvju tika novērtētas ar vidēju ekoloģisko potenciālu. Izmantojot un veidojot laba ekoloģiskā potenciāla novērtēšanas bentisko bezmugurkaulnieku indeksus un rīkus ūdenskrātuvēm un ezeriem, kā arī upju baseinu un ūdenskrātuvju pārvaldības stratēģijās, pētnieki iesaka iekļaut arī invazīvās svešzemju sugas, lai laicīgi tās konstatētu un ierobežotu to tālāku izplatību iekšzemes ūdenstīpēs (Trichkova, 2013). Bulgārijas pētnieki ekoloģiskā potenciāla novērtēšanā izmantoja septiņus indeksus: kopējo taksonu skaitu (TTN), kopējo īpatņu blīvumu (N, ind./m²), modificētu Īrijas biotisko indeksu (BI) kopā ar kopējo taksonu skaitu (BI – TTN (BI)), mazzartārpu un divspārņu sugu attiecību (% Oligochaeta; % ODT- Oligochaeta + Diptera Taxa: N ratio), kā arī invazīvo sugu sastopamību un īpatņu blīvumu (Trichkova, 2013). Latvijā invazīvā mainīgā sēdgliemene *Dreissena polymorpha* redzama 17. attēlā.



17. attēls Mainīgā sēdgliemene *Dreissena polymorpha* Babītes ezerā (foto: A. Skuja).

Bentisko bezmugurkaulnieku izmantošana **ezeru** ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanā ir atzīta par vienu no vissarežģītākajām dēļ trīs iesmesliem: sabiedrību kompleksās struktūras, lielās telpiskās un temporālās mainības. ES bentisko bezmugurkaulnieku metožu interkalibrācijā Alpu reģiona ģeogrāfiskā interkalibrācijas grupa (GIG) pievērsās hidromorfoloģiskajām ietekmēm, savukārt Centrālās Eiropas - Baltijas grupa pievērsās kombinētajai antropogēnajai ietekmei, tostarp hidromorfoloģiskām ietekmēm un eitrofikācijai. Ziemeļu reģionā tika izveidotas divas atsevišķas grupas, no kurām viena pievērsās eitrofikācijai, izmantojot profundāles zonas sugu sabiedrības, bet otra — paskābināšanoās ietekmēm, izmantojot litorāles sugu sabiedrības (Poikane et al., 2015).

Flandrijā (Ziemeļbeļģijā) ezeru ekoloģiskā potenciāla novērtēšanai izmantoja piecus indeksus: kopējo taksonu skaitu, EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) taksonu skaitu, sensitīvo sugu taksonu skaitu, Šenona daudzveidības indkese un vidējo toleranci, no kuru vērtībām aprēķināja vidējo vērtību un EQR (Denys et al., 2014).

Piecos pētītajos ezeros (vidējais dziļums 1,2 - 11,3 m; platība 47,9 - 84,9 ha) dominēja: trīsuļodu Chironomidae kāpuri; mazzartārpi Naididae, Tubificidae; vēžveidīgie Asellidae, Gammaridae, *Limnomysis benedeni*; viendienīšu *Cloeon* spp. kāpuri, gliemeži *Physella*, *Bithynia*, *Valvata*, *Potamopyrgus*; gliemenes *Pisidium*, *Dreissena*; blaktis *Sigara*, *Micronecta*, *Plea* un makstenes Hydroptilidae (Denys et al., 2014).

Somijā veiktā pētījuma rezultāti apliecina, ka ezeru litorāles bentiskie bezmugurkaulnieki ir jutīgāki pret hidromorfoloģiskajiem pārveidojumiem. Salīdzinot bentisko bezmugurkaulnieku paraugu datus pirms un pēc ezera ūdens līmeņa pazemināšanas secināts, ka atsevišķām litorāles makrozoobentosa sugām būtiski samazinājās indivīdu skaits vai tās izzuda pavisam. Kā ietekmērās sugas minētas, piemēram, viendienīšu *Ephemera vulgata* kāpuri un sānpeldes *Pallasea quadrispinosa* (Marttunen, Hellsten, 2003).

2.3.5. Zivis

Ūdens struktūrdirektīvas kopējā īstenošanas stratēģijas izstrādes gaitā arī zivis atzītas par piemērotu grupu, lai noteiktu hidroelektrostaciju ietekmi saldūdeņu ekosistēmās (Common implementation strategy..., 2003). Migrējošās zivis uzskatāmas par upes nepārtrauktības raksturošanas kritēriju. Atzīts, ka ezeros zivis visbūtiskāk ietekmē eutrofikācijas, hidromorfoloģiskās degradācijas un bioloģiskās ietekmes kombinācijas. Latvijas ezeros galvenie hidromorfoloģiskie pārveidojumi ezeru ūdensobjektos, kuru dēļ ūdensobjekti pēc slodžu vērtējuma noteikti par stipri pārveidotiem, ir aizsprosti (HES aizsprosti, slūžas), polderi, regulējumi u.c., bet upju ūdensobjektos - regulējumi (gultnes taisnošana un padziļināšana), aizsprosti (HES aizsprosti, veci dzirnavu dīķu aizsprosti, slūžas, u.c.), ostas un polderi (LVĢMC, 2021). Latvijas ezeros visbūtiskākā ietekme uz zivīm ir eutrofikācijai (Ritterbusch et al., 2016).

Joprojām aktuāls ir arī jautājums, kā zivis kā bioloģiskās kvalitātes elements ir izmantojams SPŪO ekoloģiskā potenciāla novērtēšanai. Pētījumos Francijā ir noskaidrots, ka saldūdeņiem tipiskās zivju sugas (līdaka *Esox lucius*, rauda *Rutilus rutilus*, asaris *Perca fluviatilis* un līnis *Tinca tinca*) ir raksturīgas gan ezeriem, gan ūdenskrātuvēm. Visas ūdenskrātuvēs konstatētās zivis ir sastopamas gan upēs, gan ezeros, bet Žakarda indekss parāda, ka ūdenskrātuvju zivju fauna ir līdzīgāka ezeriem nekā upēm (Irz et al., 2006). Tomēr ***kopumā nav konstatētas būtiskas atšķirības starp vietējo sugu vidējo sugu sastopamību dažādās hidroekosistēmās.*** Pieņemot, ka ūdenskrātuves ir “nesenas” sistēmas ekoloģiskā laika ziņā, bet dabiskās sistēmas ir “nobriedušas”, ir skaidrs, ka ir procesi (konkurence, kolonizācija), kas ūdenskrātuvēs nedarbojas pietiekami ilgu laiku, līdz ar to pētījumi dabiskās hidroekosistēmās nav izmantojami ūdenskrātuvju zivju sekundārās struktūras analīzē. Svarīgi būtu izmantot hidrauliskos raksturlielumus attiecībā uz hidroekosistēmu tipu raksturojumu, kā arī saprast, kas ir references stāvoklis ūdenskrātuvēs. Pētījumos Zviedrijā vislielākās novirzes no references apstākļiem zivju faunā konstatētas saistībā ar ūdens līmeņa regulēšanu, kam seko padziļināšanas darbu, punktveida un difūzā piesārņojuma ietekme (Appelberg et al., 2000). Latvijā atzīts, ka zivis ir pret hidromorfoloģiskajām pārmaiņām jutīgs bioloģiskās kvalitātes elements. Tomēr, ierobežotā datu apjoma dēļ, nebija iespējams veikt pārbaudi zivīm, kas ir ļoti labs upju gareniskās nepārtrauktības indikators. Ekoloģiskais potenciāls pēc zivīm primāri tiek noteikts pēc interkalibrētā Latvijas zivju indeksa, kas papildināts ar eksperta novērtējumu par gareniskās nepārtrauktības traucējumu ietekmi uz zivju bioloģisko daudzveidību. Arī ezeros pašlaik uzkrātais zivju bioloģiskās daudzveidības monitoringa datu apjoms ir pārāk mazs, lai izdarītu secinājumus par to saistību ar hidromorfoloģisko slodzi (LVĢMC, 2021).

Lai novērtētu ekoloģisko potenciālu, jāņem vērā laika periods, kopš ūdenskrātuvju izveides (Wengrat et al., 2019), kā arī svarīgi ir izmantot rādītājus, kas ir jutīgi pret hidroloģiskajām izmaiņām un par kuriem ir pietiekami daudz datu. Attiecībā uz zivīm svarīgs rādītājs ir anadromo zivju izzušana, kā arī sīgu un vēdzeļu vairošanās izmaiņas. Latvijas upju baseinu apsaimniekošanas plānos visi noteiktie bioloģiskās kvalitātes elementi ir monitorēti tikai Babītes ezerā, un lielākoties nav monitorēta ezera zivju bioloģiskā daudzveidība (LVĢMC, 2021). Visās valstīs attiecībā uz LEP zivīm svarīga ir ūdeņu nepārtrauktība. Lai sasniegtu LEP, zivju migrācijas ceļu uzlabošana (piem., apvedceļu ierīkošana, zivīm draudzīgas turbīnas, zivju mehāniska pārvietošana šķēršļiem) tiek uzskatīta par svarīgu apmēram 90% valstu (Halleker et al., 2016). Latvijā upju ūdensobjektu, sevišķi strauji tekošo lašveidīgo zivju ūdeņu, kvalitāti būtiski ietekmē sasaiste ar jūru - vai tā ir vai nav nodrošināta (LVĢMC, 2021).

3. Makrofitu un makrozoobentosa paraugu ievākšanas metodes stipri pārveidotos ūdensobjektos

3.1. Makrofitu sugu sastāva un sastopamības novērtēšanas metodes

3.1.1. Upes

Makrofitu apsekojuma laiks un biežums

Makrofitu sugu sastāva un aizauguma pakāpes novērtēšana upēs tiek veikta veģetācijas periodā, laika posmā no 1. jūnija līdz 30. septembrim, labos laika apstākļos, kad nav stipru nokrišņu un vēja, kas ievērojami apgrūtinātu kvalitatīvu rezultātu iegūšanu.

Apsekojuma metode

Apsekojamā posma garums ir 100 m, taču, ja nepieciešams, pētāmo posmu var arī pagarināt/saīsināt. Jāņem vērā, ka pētāmā posma garumam jābūt pietiekamam, lai adekvāti novērtētu ekoloģiskajam tipam raksturīgo augu sugu daudzveidību. Apsekojamo posmu skaits upē atkarīgs no tās garuma, zemes lietojuma veida izmaiņām tās krastos, hidroloģiskajām izmaiņām u.c. faktoriem. Izvēlētais 100 m posms tiek pētīts augšteces virzienā (ejot pret straumi), lai uzduļķotie sedimenti nesamazinātu ūdens caurredzamību.

Pētāmo posmu skaitam un novietojumam jāatspoguļo reprezentatīva flora, jāatspoguļo antropogēnā ietekme upes posmā un jāietver noēnoti un saulaini posmi.

Makrofitu apsekojumu veic, brienot pa upi, ja upe ir sekla. Ekoloģiskie parametri un sugu sastāvs, tiek fiksēts, pārvietojoties pa upi zig-zag veidā, lai novērtētu situāciju visā upē (18. attēls).



18. attēls. Makrofitu apsekojuma shēma meliorētā posmā Auces upē (foto: L. Grīnberga)

Ja upe ir dziļa un/vai ļoti strauja, pētījumu veic, izmantojot laivu un/vai no krasta, izņemot augus no upes ar grābekli garā kātā.

Lauka darbu protokolā (2. pielikums) tiek atzīmēti ar makrofītu veģētāciju saistītie parametri - posma kopējais aizaugums, makrofītu sugu sastāvs un sastopamība. Tiek fiksēta visa virsūdens, iegrimusī, peldlapu un brīvi peldošā veģētācija (mieturaļģes, ūdens sūnas un vaskulārie augi). Tiek atzīmēta arī auga augšanas forma tām sugām, kurām raksturīga heterofīlija. Sastopamību katrai augšanas formai norāda atsevišķi. Grūtāk nosakāmo makrofītu sugu paraugi tiek ievietoti marķētos plastmasas maisiņos to noteikšanai laboratorijā.

Makrofītu sugu sastopamības novērtējumu veic 9 ballu skalā (4. tabula). Sugas, kas ir acīmredzami izrautas un straumes atskalotas, netiek uzskaitītas.

4. tabula. Makrofītu sastopamības novērtēšanas skala

Balles	1	2	3	4	5	6	7	8	9
%	<0,1	0,1-1	1-2,5	2,5-5	5-10	10-25	25-50	50-75	>75

Upes aizaugumu ar makrofītiem raksturo, norādot procentos kopējo aizaugumu, kā arī atsevišķi novērtējot virsūdens, peldlapu un iegrimušo augu aizaugumu.

3.1.2. Ezeru SPŪO un mākslīgi veidotās ūdenstilpes uz vidēji lielām un lielām upēm

Makrofītu apsekojuma laiks un biežums

Makrofītu pētījumi tiek veikti veģētācijas periodā, laika posmā no 1. jūnija līdz 30. septembrim, labos laika apstākļos, kad nav stipru nokrišņu un vēja, kas ievērojami apgrūtina kvalitatīvu rezultātu iegūšanu.

Apsekojuma metode

Ezeru SPŪO un ūdenstilpēs, kas izveidotas uz vidēji lielām un lielām upēm rekomendējam izmantot makrofītu apsekojuma un novērtējuma metodi, ko izmanto ezeriem, jo arī ūdenstilpēs uz upēm ir izveidojusies ezeriem līdzīga ekosistēma, arī sugu sastāvs ir līdzīgāks ezeriem. Ūdenstilpi apseko ar laivu, makrofītus ievācot ar grābekli garā kātā (seklākās vietās) vai āķi, kas paredzēts ūdensaugu ievākšanai. Aizauguma pakāpes novērtēšanai izmanto akvaskopu. Ekoloģiskās kvalitātes novērtējumam pēc makrofītiem rekomendējama izpēte visas litorāles garumā (19. un 20. attēls).



19. attēls. Makrofitu izpēte, izmantojot akvaskopu (foto: A. Skuja).



20. attēls. Makrofitu ievākšana ar grābekli garā kātā stipri pārveidotā ūdensobjektā - Liepājas ezerā (foto: L. Grīnberga)

Makrofitu apsekojums gan ezeru SPŪO, gan ūdenskrātuvēs, kas izveidotas uz vidēji lielām un lielām upēm tiek veikts, izmantojot transektu metodi (21. attēls). Metode ļauj iegūt detalizētu informāciju par veģetāciju un tā ekoloģisko stāvokli. Ezeru pētījumus ieteicams veikt labos laika apstākļos, kad nav ievērojama nokrišņu un stipra vēja, kas var ievērojami apgrūtināt kvalitatīvu rezultātu iegūšanu.

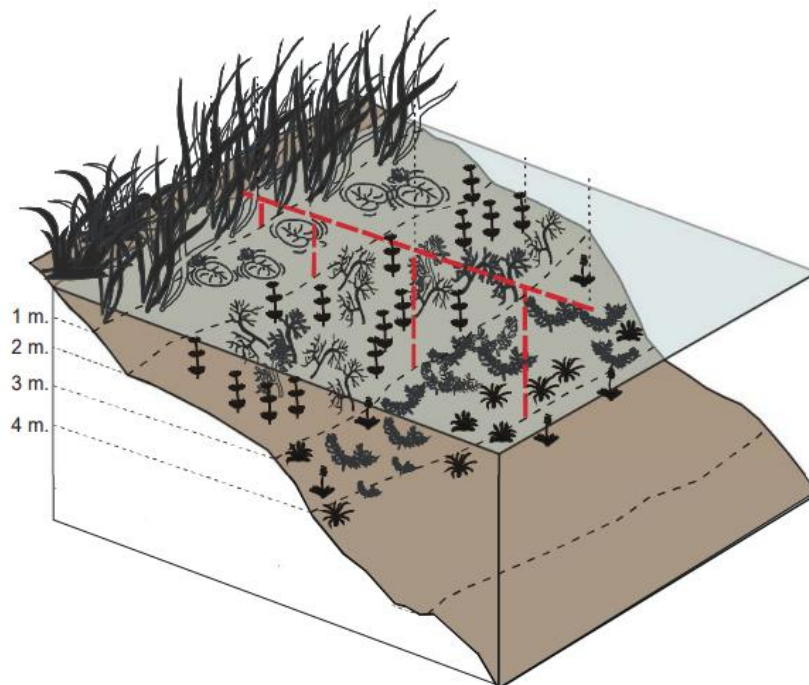
Jo lielāka ūdenstilpe, jo vairāk transektu nepieciešams apsekot (5. tabula). Zemākā transektu skaita vērtība katrai klasei attiecas uz vairāk vai mazāk vienmērīgu ūdensobjektu bez izteiktiem līčiem vai salām, kā arī bez lielām izmaiņām zemes lietojumā ūdenstilpes krastos. Lielākā transektu skaita vērtība attiecas uz ūdenstilpēm ar heterogēnu krastu morfoloģiju, kā arī dažādu zemes lietojuma veidu krastos. Piekrastes teritorijās ar dažādu zemes lietojuma veidu ir iespējami punktveida un difūzā piesārņojuma avoti.

5. tabula. Transektu skaits atkarībā no ūdenstilpes virsmas laukuma.

Ūdenstilpes laukums (ha)	virsmas	Transektu skaits
<50		1-5
50-200		4-8
200-500		5-10

500-1000	6-12
1000-2000	8-15
2000-5000	10-20
5000-10 000	20-30
>10 000	30-50

Lielākā transektu skaita vērtība attiecas uz ūdenstilpēm ar heterogēnu krastu morfoloģiju un kur zemes lietojums gar krastu ir dažāds. Tāda veida ūdenstilpēm ir ļoti diferencēta krastu morfoloģija ar tipiskiem līčiem un salām, kā arī krasta līnijas daļas ar dažādu slīpuma pakāpi. Gar krastu var būt dažādi veģetācijas tipi un uzbērumi vai citi pārveidojumi. Sakarā ar dažādiem zemes lietojuma veidiem krastā un pieguļošajās teritorijās, var būt lokāli palielināta barības vielu vai citu vielu ievade. Transektu skaita un izvietojuma izvēle jāveic jau pirms lauka darbu uzsākšanas, iepazīstoties ar kartogrāfisko materiālu. Lai dokumentētu iespējamus ietekmju avotus vai barības vielu ievadi, transektiem jānosedz apgabali ar dažādu zemes lietojumu - peldvietas, kempingi, lauksaimniecības zemes, ganības tiešā ūdenstilpes tuvumā u.c.. Transektu izvietojumam jāatspoguļo dažādu zemes lietojumu sastopamība krastā.



21. attēls. Makrofitu transekta novietojums ūdenstilpes piekrastē (avots: Kolada et al., 2009).

Makrofītu novērtējumu veic četrās dziļuma zonās (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m un 4 m līdz veģētācijas robežai). Dziļuma zonas nosaka, izmantojot grābekli garā kātā, uz kura kāta ir veiktas dziļuma atzīmes, vai ūdensaugu ievākšanas āķi, uz kuru auklas ir dziļuma atzīmes. Makrofītu novērtējumu veic, kamēr netiek novēroti jauni taksoni vai tiek sasniegta veģētācijas robeža. Sasniedzot iegrimušās veģētācijas robežu, lauka darbu anketā fiksē dziļumu, līdz kuram sastopami iegrimušie ūdensaugi.

Apsekojot ūdenstilpi, tiek fiksēta virsūdens, iegrimusī, peldlapu un brīvi peldošā veģētācija (mieturaļģes, ūdens sūnas un vaskulārie augi). Makrofītu sugu sastopamības novērtējumu veic, izmantojot 7 ballu skalu (6. tabula).

6. tabula. Makrofītu sastopamas skala ezeros un ūdenstilpēs.

Sastopamība	Procenti	Skaidrojums
1	< 1 %	Ļoti reti
2	1 – 3 %	Reti
3	3–10 %	Diezgan reti
4	10–25%	Nereti
5	25–50%	Diezgan bieži
6	50–75%	Bieži
7	> 75 %	Ļoti bieži

Lauka protokolā (2. pielikums) norāda visas konstatētās makrofītu augšanas formas, (H – virsūdens, N – peldlapu un brīvi peldošie, E – iegrimušie), piemēram, *Sagittaria sagittifolia* H/E, katrai norādot sastopamības klasi, secībā kā anketā apzīmētas augšanas formas, piemēram, 1/5. Lauka protokola norāda aizauguma pakāpi helofītiem, nimfeīdiem, elodeīdiem, lemnīdiem, harofītiem, izoetīdiem un pavedienuveida zaļajģēm.

3.1.3. HES ūdenskrātuves uz ļoti lielajām upēm

Makrofītu apsekojuma laiks un biežums

Makrofītu pētījumi HES ūdenskrātuvēs ļoti lielajās upēs tiek veikti veģētācijas periodā, laika posmā no 1. jūnija līdz 30. septembrim, labos laika apstākļos, kad nav stipru nokrišņu un vēja, kas ievērojami apgrūtinātu kvalitatīvu rezultātu iegūšanu.

Apsekojuma metode

Novērtējot ekoloģisko kvalitāti pēc makrofītiem HES ūdenskrātuvēs ļoti lielajās upēs, rekomendējama kombinētā metode - piekrastes apsekojums 100 m garumā un ne vairāk kā 50 m platumā, fiksējot sastopamās makrofītu sugas un to sastopamību, kā arī veicot maksimālā dziļuma,

kādā sastopami makrofīti, mērījumus apsekotajā posmā (22. attēls). Ņemot vērā, ka HES ūdenskrātuvēs strauji pieaug ūdens dziļums, kā arī krasti ir nostiprināti, veidojot uzbērumus un iebetonējot krastus, ūdensaugi spēj attīstīties tikai samērā šaurā piekrastes joslā, tādēļ transektu metode, kādu izmanto ezeros, nav optimālākā. Veicot līdz šim ļoti lielo upju (Daugavas) ūdenskrātuvēs ievāktu makrofītu datu analīzi, redzams, ka sugu skaits ir ļoti neliels un novērtējumu veikt nereti nav iespējams. Lielajām ūdenskrātuvēm pielāgota metode ļautu palielināt pētāmo teritoriju ūdenskrātuvē, tādējādi palielinot sugu skaitu monitoringā un ļaujot veikt ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu. Ieteiktā metode ūdenskrātuvju ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai, izmantojot makrofītus, tiek lietota Slovākijā (Baláži et al., 2014).



22. attēls. Rīgas HES ūdenskrātuves piekrastē attēloti divi makrofītu monitoringa posmi (100 m posms iezīmēts ar melnu, ar sarkanu punktu iezīmēti iespējamie punkti, kuros veikts maksimālā dziļuma, kādā sastopami makrofīti, dziļums.

Apsekojumam tiek izvēlēti 4 - 10 posmi, kur ir sastopami ūdensaugi (23. un 24. attēls).



23. attēls. Pļaviņu ūdenskrātuve, veģetācijas josla neveidojas, jo ir iebetonēts krasts (foto: A. Skuja).



24. attēls. Rīgas HES ūdenskrātuve, veģetācijas josla ļoti skraja (foto: A. Skuja).

Ūdenstilpi apseko ar laivu, makrofītus ievācot ar grābekli garā kātā (seklākās vietās) vai āķi, kas paredzēts ūdensaugu ievākšanai. Aizauguma pakāpes novērtēšanai izmanto akvaskopu.

HES ūdenskrātuvju apsekojumam izmanto upju lauka darbu protokolu (2. pielikums), tajā atzīmējot ar makrofītu veģetāciju saistītos parametrus - posma kopējo aizaugumu, makrofītu sugu sastāvu un sastopamību. Tiek fiksēta visa virsūdens, iegrimusi, peldlapu un brīvi peldošā veģetācija (mieturaļģes, ūdens sūnas un vaskulārie augi). Tiek atzīmēta arī auga augšanas forma tām sugām, kurām raksturīga heterofīlija. Sastopamību katrai augšanas formai norāda atsevišķi. Grūtāk nosakāmo makrofītu sugu paraugi tiek ievietoti marķētos plastmasas maisiņos to noteikšanai laboratorijā.

Makrofītu sugu sastopamības novērtējumu veic 9 ballu skalā (7. tabula). Sugas, kas ir acīmredzami izrautas un straumes atskalotas, netiek uzskaitītas.

7. tabula. Makrofītu sastopamības novērtēšanas skala

Balles	1	2	3	4	5	6	7	8	9
%	<0,1	0,1-1	1-2,5	2,5-5	5-10	10-25	25-50	50-75	>75

Apsekotā ūdenskrātuves posma kopējo aizaugumu ar makrofītiem raksturo, norādot procentos kopējo aizaugumu, kā arī atsevišķi novērtējot virsūdens, peldlapu un iegrimušo augu aizaugumu.

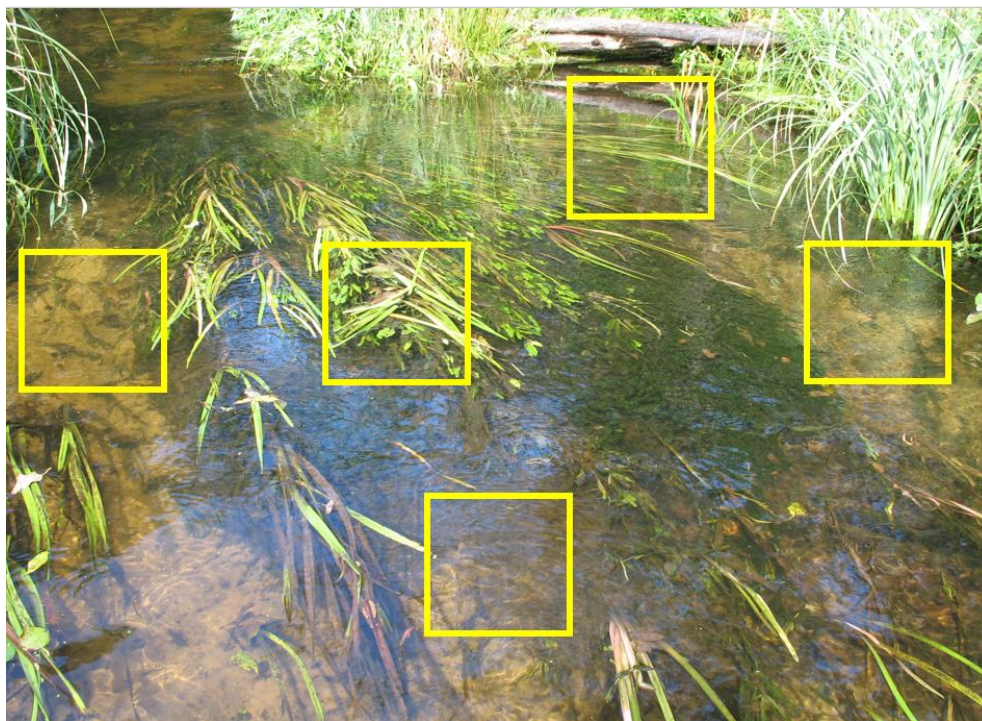
3.2. Makrozoobentoss

3.2.1. Upes

Mazās un vidēja lieluma upes

Paraugu ievākšanas sezona un ierīce. Bentisko bezmugurkaulnieku paraugus ievāc vienu vai divas reizes gadā - pavasarī (vēlams aprīlī vai līdz maija vidum) un/vai rudenī (septembrī, oktobrī, vai pat novembrī) ar skrāpi jeb hidrobioloģisko tīkliņu (rāmja izmērs 0,25 x 0,25 m, tīkla acs izmērs 0,5 mm). SPŪO vērtēšanā būtisks ir konstatēto makrozoobentosa sugu skaits, tāpēc mazajās un vidējās upēs rekomendējams paraugus ievākt jau aprīlī, lai konstatētu sugas, kas izlido agrāk, piemēram, strautenes Plecoptera.

Ievākšana. Katrā paraugu ievākšanas vietā tiek izvēlēts 10 m garš reprezentatīvs upes posms, aizpildīts lauka protokols (1.1.-1.2. pielikums) novērtēti dominējošie grunts substrāta tipi (mikrobiotopi) un katrā paraugu ievākšanas vietā ar skrāpi no 0,25 x 0,25 m lieliem laukumiem tiek ievākti **pieci paraugu atkārtojumi proporcionāli grunts substrātu segumam** (25. attēls), tādējādi kopā ievācot no 0,3125 m² liela grunts laukuma. Atbilstoši metodikai, atsevišķie paraugi vēlāk tiek apvienoti vienā paraugā un analizēti laboratorijā (Ozoliņš and Skuja, 2016).



25. attēls. Piemērs piecu bentisko bezmugurkaulnieku paraugu atkārtojumu vietu izvēlei (foto: A. Skuja).

Paraugu ievākšanu veic ar skrāpi: skrāpja rāmi novieto uz gultnes, rāmja atverei jābūt vērstai pretēji straumes tecēšanas virzienam, ja straumes ātrums ir liels, grunti uzduļķo, no rāmja atveres velkot atpakaļ kājas papēdi ("kick sampling" tehnika), tādējādi ievācot paraugu no 0,25 x 0,25 m liela grunts laukuma; šādu paraugu ievākšanu var veikt līdz 0,8 m dziļumam (26. attēls). Savukārt,

ja straumes ātrums ir mazs - paraugus ievāc - grunts substrātu uzduļķojot ar kājas un/vai skrāpja vēzieniem (kick-sweep sampling approach), šo metodi var pielieto pat līdz apmēram 1,5 m dziļumam.

Ostās, kur krasti ir stāvi un betonēti, makrozoobentosa paraugi tiek ievākti no krasta, izmantojot hidrobioloģisko tīkliņu, to stingri velkot (skrāpējot) gar stāvo mākslīgā substrāta sienu virzienā uz augšu. Arī ostās tiek ievākti 5 atkārtējumi, vēlams ar vismaz 2 m attālumu viens no otra, atkarībā no paraugu ievākšanai pieejamās krasta platības.



26. attēls. Bentisko bezmugurkaulnieku paraugu ievākšana (“kick sampling” tehnika) taisnotā upes posmā (foto: D. Ozoliņš).

Parauga apstrāde. Paraugu skalo caur sietu (sietā “acs” izmērs 0,5 mm), lai atbrīvotos no smalkām organiskajām un neorganiskajām daļiņām. Ja grunts saturs (rupja smiltis) nepieļauj to izskalot, paraugu saudzīgi pārvieto spainī ar ūdeni, kurā veicot apļveida kustības, cenšas panākt organismu peldēšanu ūdens masā. Pēc tam tos pārlej sietā, cenšoties smagākās grunts daļiņas atstāt spainī. Procedūru atkārto vairākas reizes, lai panāktu maksimāli visu organismu savākšanu. Paraugu skalošana jāveic maksimāli saudzīgi, lai izvairītos no organismu sabojāšanas. Paraugu ievieto plastmasas traukā ar noslēdzošu vāku un fiksē, pievienojot 96% etanolu. Šķīduma gala koncentrācijai jābūt ne mazākai par 70 %, lai uzglabājot, nesāktos sadalīšanas procesi. Fiksētos makrozoobentosa paraugus uzglabā tumša vietā. Uzglabāšanas laikā jāseko, lai nenotiktu paraugu izžūšana, vajadzības gadījumā tas jāpapildina ar fiksējošo šķīdumu (96% spirts).

Pirms tālākas parauga apstrādes laboratorijā, paraugu uzmanīgi skalo ar vāju tekoša ūdens strūklu, lai atbrīvotos gan no fiksatora, gan smalkām grunts substrāta daļiņām.

Šķirošanai nepieciešama balta vannīte, kurā ievieto nelielu daļu parauga un pielej ūdeni un Petri traukos ar pinceti izlasa visus bentisko bezmugurkaulnieku īpatņus (katru taksonomisko grupu ievieto atsevišķos traukos, vai trauku sektoros). Pēc šķirošanas katru taksonomisko grupu ievieto atsevišķā neliela tilpuma (2 – 10 ml) uzglabāšanas traukā ar vāciņu, uzglabā 70% etilspirtā.

Taksonomiskā identifikācija. Organismu noteikšanai izmanto visus pieejamos noteicējus (skat. nodaļu 5). Grupu Oligochaeta, Hydrachnidia, Nematoda īpatņi netiek identificēti sīkāk. Diptera un Heteroptera kārtas īpatņi tiek identificēti līdz dzimtu līmenim, pārējās grupas līdz tuvākajam iespējamajam taksonomiskajam līmenim (ģintij, sugai).

Lielās un ļoti lielās upes

Paraugu ievākšanas sezona un ierīce. Identiski mazajām un vidējām upēm. Bentisko bezmugurkaulnieku paraugus ievāc vienu vai divas reizes gadā - pavasarī (aprīlī, maijā) un/vai rudenī (septembrī, oktobrī, vai pat novembrī) ar skrāpi jeb hidrobioloģisko tīkliņu (rāmja izmērs 0,25 x 0,25 m, tīkla acs izmērs 0,5 mm). SPŪO vērtēšanā būtisks ir konstatēto makrozoobentosa sugu skaits, tāpēc lielajās upēs rekomendējams paraugus ievākt jau aprīlī, lai konstatētu sugas, kas izlido agrāk, piemēram, strautenes Plecoptera. Ļoti lielo upju SPŪO (Daugavā, Lielupē) paraugus var vākt arī līdz maija beigām, jo tie nav piemēroti agri izlidojošām strauteņu sugām.

Ievākšana. Makrozoobentosa paraugu ievākšanai tiek izvēlēts ap 50 m garš piekrastes posms. Paraugu ievākšanai, līdzīgi kā mazajās un vidējās upēs, paraugus ievāc proporcionāli sastopamajiem mikrobiotopiem, izmantojot hidrobioloģisko tīkliņu jeb skrāpi (rāmja izmērs 0,25 x 0,25 m; acs izmērs – 0,5 mm). Vienam paraugam tiek ievāktas 5 vienības, grunti uzduļķojot ar kājas papēdi vai arī, ja nav iespējams iebrist, ar vertikāliem skrāpja vēzieniem no krasta (attiecīgi - ar “kick sampling” vai “sweep sampling” tehniku) (27. attēls). Grunts substrāts tiek iedalīts minerālajos (smilts, akmeņi u.c.) un organiskajos substrātos (makrofīti, dūņas u.c.). Liela izmēra sugas (desmitkājvēži, gliemenes u.c.), kuras iespējams noteikt lauka apstākļos pieraksta lauka protokolā un atbrīvo. Parauga atkārtojumi (“sub-samples”) tiek apvienoti vienā paraugā.



27. attēls. Makrozoobentosa paraugu ievākšanas piemērs lielajā upē no krasta ar “kick - sweep” ievākšanas pieeju (foto: A. Skuja).

Parauga apstrāde. Identiska mazo un vidējo upju paraugu apstrādei. Paraugu skalo caur sietu (sietā “acs” izmērs 0,5 mm), lai atbrīvotos no smalkām organiskajām un neorganiskajām daļiņām. Ja grunts saturs (rupja smiltis) nepieļauj to izskalot, paraugu saudzīgi pārvieto spainī ar ūdeni, kurā veicot aplūveida kustības, cenšas panākt organismu peldēšanu ūdens masā. Pēc tam tos pārlej sietā, cenšoties smagākās grunts daļiņas atstāt spainī. Procedūru atkārto vairākas reizes, lai panāktu maksimāli visu organismu savākšanu. Paraugu skalošana jāveic maksimāli saudzīgi, lai izvairītos no organismu sabojāšanas. Paraugu ievieto plastmasas traukā ar noslēdzošu vāku un fiksē, pievienojot 96% etanolu. Šķīduma gala koncentrācijai jābūt ne mazākai par 70 %, lai uzglabājot, nesāktos sadalīšanas procesi. Fiksētos makrozoobentosa paraugus uzglabā tumšā vietā. Uzglabāšanas laikā jāseko, lai nenotiktu paraugu izžūšana, vajadzības gadījumā tas jāpapildina ar fiksējošo šķīdumu (96% spirts).

Pirms tālākas parauga apstrādes laboratorijā, paraugu uzmanīgi skalo ar vāju tekoša ūdens strūklu, lai atbrīvotos gan no fiksatora, gan smalkām grunts substrāta daļiņām.

Šķirošanai nepieciešama balta vannīte, kurā ievieto nelielu daļu parauga un pielej ūdeni un Petri traukos ar pinceti izlasa visus bentisko bezmugurkaulnieku īpatņus (katru taksonomisko grupu ievieto atsevišķos traukos, vai trauku sektoros). Pēc šķirošanas katru taksonomisko grupu ievieto atsevišķā nelielā tilpuma (2 – 10 ml) uzglabāšanas traukā ar vāciņu, uzglabā 70% etilspirtā.

Taksonomiskā identifikācija. Organismu noteikšanai izmanto visus pieejamos noteicējus (skat. nodaļu 5). Grupu Oligochaeta, Hydrachnidia, Nematoda īpatņi netiek identificēti sīkāk. Diptera un Heteroptera kārtas īpatņi tiek identificēti līdz dzimtu līmenim, pārējās grupas līdz tuvākajam iespējamajam taksonomiskajam līmenim (ģintij, sugai).

3.2.2. Ezeru SPŪO un mākslīgi veidotās stāvošās ūdenstilpes

Metode attiecināma uz dabisku ezeru SPŪO, uzpludinājumiem uz upēm (piem., mazo HES, dzirnavu dīķu u.c.), kā arī mākslīgi veidotām stāvošām ūdenstilpēm (piem., dīķiem, karjeriem u.c.).

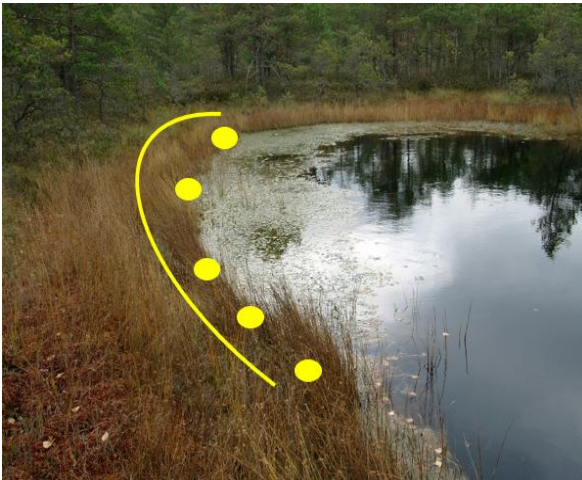
Paraugu ievākšanas sezona un ierīce

Bentisko bezmugurkaulnieku paraugus ievāc vienu vai divas reizes gadā - pavasarī (aprīlis, maijs) un/vai rudenī (septembrī, oktobrī, vai pat novembrī) ar skrāpi jeb hidrobioloģisko tīkliņu (rāmja izmērs 0,25 x 0,25 m, tīkla acs izmērs 0,5 mm).

Ievākšana. Paraugu ievākšana tiek veikta reprezentatīvā, ezeram raksturīgā 50 m garā litorāles joslā. Vispirms tiek novērtēts grunts substrātu tipu segums (%) un paraugi ievākti proporcionāli to segumam (“multi-habitat sampling” pieeja). Paraugi tiek ievākti ar skrāpi piekrastes daļā, kur dziļums ir mazāks par 1,5 m (28. attēls). Kopā ievāc 5 atkārtojumus (individuālos paraugus), kas tiek apvienoti vienā paraugā un analizēti kopā. Paraugu ievākšana litorāles zonā, grunts substrātu uzduļķojot ar kāju (“kick sampling”): skrāpis tiek novietots vertikāli uz grunts, grunts substrāts tiek uzduļķots 0,25 x 0,25 laukumā pirms skrāpja ar zābaka purngalu vai papēdi un viss uzduļķotais substrāts ar pēdas kustībām virzīts tīkliņā. Paraugu ievākšana ar “vēzieniem” (“sweeping technique”): ja ezers piekrastes daļā ir dziļāks par 1 m, vai arī piekraste ir stāva, paraugus ievāc no krasta, novietojot tīkliņu uz grunts un vairākkārtīgi ātrām kustībām velkot to vertikāli augšup gar piekrastes veģetāciju (sevišķi piemērota metode distrofajiem augsto purvu ezeriem, 29. attēls). Liela izmēra sugas (desmitkājvēži, gliemenes u.c.), kuras iespējams noteikt lauka apstākļos pieraksta lauka protokolā un atbrīvo.



28. attēls. Paraugu atkārtojumu ievākšanas vietu izvēle ievākšanai ar “kick sampling” tehniku (foto: A. Skuja).



29. attēls. Paraugu atkārtotumu ievākšanas vietu izvēle un ievākšana no krasta ar “kick - sweep” paraugu ievākšanas tehniku (foto: A. Skuja).

Parauga apstrāde. Identiska upju paraugiem. Paraugu skalo caur sietu (sietā “acs” izmērs 0,5 mm), lai atbrīvotos no smalkām organiskajām un neorganiskajām daļiņām. Ja grunts saturs (rupja smilts) nepieļauj to izskalot, paraugu saudzīgi pārvieto spainī ar ūdeni, kurā veicot apļveida kustības, cenšas panākt organismu peldēšanu ūdens masā. Pēc tam tos pārlej sietā, cenšoties smagākās grunts daļiņas atstāt spainī. Procedūru atkārtoti vairākas reizes, lai panāktu maksimāli visu organismu savākšanu. Paraugu skalošana jāveic maksimāli saudzīgi, lai izvairītos no organismu sabojāšanas. Paraugu ievieto plastmasas traukā ar noslēdzošu vāku un fiksē, pievienojot 96% etanolu. Šķīduma gala koncentrācijai jābūt ne mazākai par 70 %, lai uzglabājot, nesāktos sadalīšanas procesi. Fiksētos makrozoobentosa paraugus uzglabā tumšā vietā. Uzglabāšanas laikā jāseko, lai nenotiktu paraugu izžūšana, vajadzības gadījumā tas jāpapildina ar fiksējošo šķīdumu (96% spirts).

Pirms tālākas parauga apstrādes laboratorijā, paraugu uzmanīgi skalo ar vāju tekošu ūdens strūklu, lai atbrīvotos gan no fiksatora, gan smalkām grunts substrāta daļiņām.

Šķirošanai nepieciešama balta vannīte, kurā ievieto nelielu daļu parauga un pielej ūdeni un Petri traukos ar pinceti izlasa visus bentisko bezmugurkaulnieku īpatņus (katru taksonomisko grupu ievieto atsevišķos traukos, vai trauku sektoros). Pēc šķirošanas katru taksonomisko grupu ievieto atsevišķā nelielā tilpuma (2 – 10 ml) uzglabāšanas traukā ar vāciņu, uzglabā 70% etilspirtā.

Taksonomiskā identifikācija. Organismu noteikšanai izmanto visus pieejamos noteicējus (skat. nodaļa: izmantotā literatūra).

Grupu Oligochaeta, Hydrachnidia, Nematoda īpatņi netiek identificēti sīkāk. Diptera un Heteroptera kārtas īpatņi tiek identificēti līdz dzimtu līmenim, pārējās grupas līdz tuvākajam iespējamajam taksonomiskajam līmenim (ģintij, sugai).

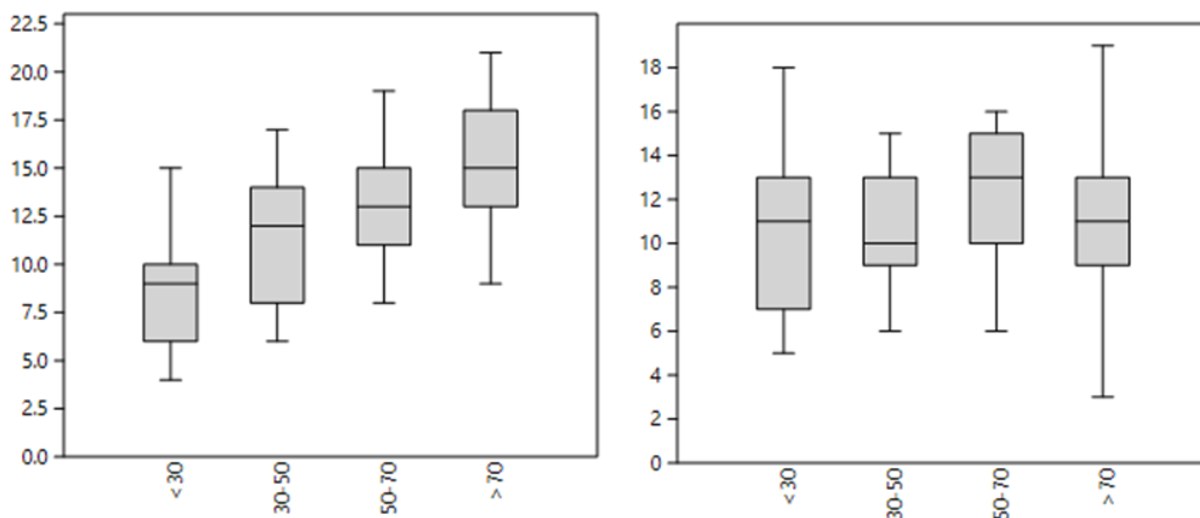
4. Laba ekoloģiskā potenciāla noteikšana

4.1. Hidromorfoloģija

Hidromorfoloģisko pārveidojumu intensitāte un būtiskums ir galvenais kritērijs, kas nosaka upju un ezeru ūdensobjektu atbilstību SPŪO kritērijiem. Saskaņā ar KIS vadlīniju dokumentu Nr. 4, LEP hidromorfoloģiskajiem apstākļiem jābūt tādiem, lai tie atbalstītu LEP bioloģisko vērtību sasniegšanu. Tas nozīmē, ka jāidentificē hidromorfoloģiskie apstākļi, kas nepieciešami, lai atbalstītu LEP vērtību sasniegšanu bioloģiskās kvalitātes elementam, un jo īpaši tiem bioloģiskās kvalitātes elementiem, kas ir jutīgi pret hidromorfoloģiskām izmaiņām.

Lai gan SPŪO jau pēc definīcijas ir hidromorfoloģiski būtiski ietekmēti ūdensobjekti, arī tiem nepieciešams noteikt hidromorfoloģiskās kvalitātes standartus. Ņemot vērā to, ka hidromorfoloģiskā slodze ne vienmēr parāda patieso hidromorfoloģisko kvalitāti, ir nepieciešami lauka darbi ar apsekojumiem dabā, kur pilnībā ir iespējams izvērtēt SPŪO īpašības un noteikt atjaunošanas mērķus.

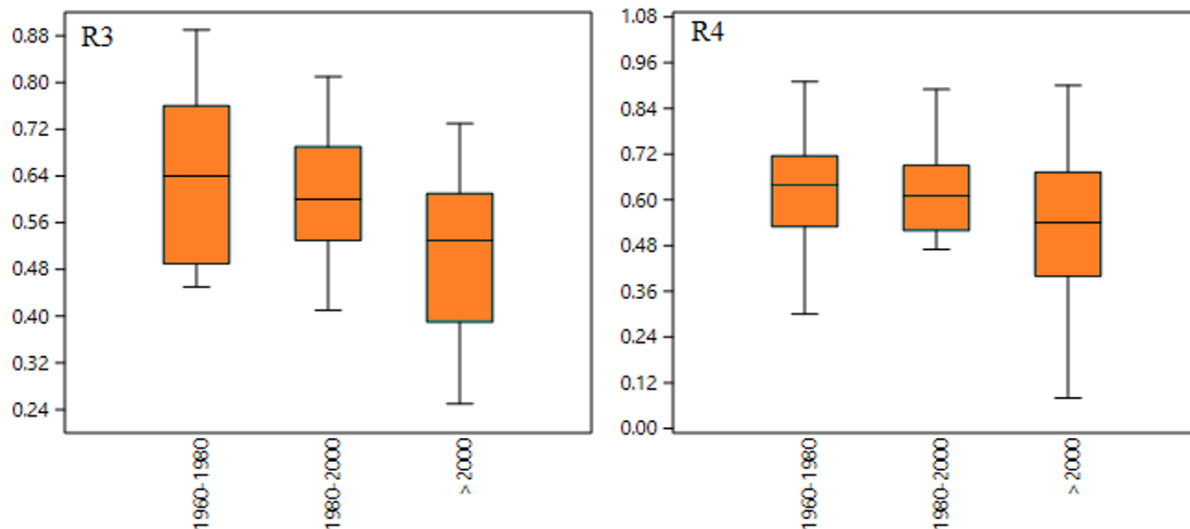
Svarīgi pievērst uzmanību ne tikai upes stāvoklim katrā konkrētajā paraugu ievākšanas vietā, bet arī visā upes vai ūdensobjekta garumā, jo atsevišķi bioloģiskās kvalitātes elementi ir jutīgi tieši pret izmaiņām visā ūdensteces garumā vai sateces baseina platībā (30. attēls).



30. attēls. EPT indeksa saistība ar upju dabiskā posma garumu (% no visas upes garuma) ritrālās (pa kreisi) un potamālās (pa labi) upēs

Būtisks faktors, kas ietekmē hidromorfoloģisku un bioloģisko kvalitāti, ir meliorācijas darbu veikšanas periods. 31. attēlā redzams, ka, ritrālās upēs var novērot skaidru sakarību, ka, jo senāk upe pārveidota, jo labāk ekosistēma ir spējusi atjaunoties. Tas nozīmē, ka pirms > 40 gadiem taisnotas upes pašas lieliski spēj atjaunoties un šajās upēs būs jāiegulda mazāk darba un pasākumu kvalitātes uzlabošanai. Lēni tekošās upēs šī sakarība neizpildās, kas nozīmē, ka nepieciešams attīstīt jaunus indikatorus un pieejas hidromorfoloģiskās kvalitātes novērtēšanai. Ja videi draudzīga

meliorācija tiek veikta dabiski strauji tekošos upju posmos, upei ir lielākas iespējas sasniegt labu statusu nekā lēni tekošos upju posmos - jāapsver ideja lēni tekošajos posmos veikt pasākumus straumes dažādošanai, lai pēc iespējas palielinātu tās daudzveidību un ātrumu.



31. attēls. Makrofitu MIR indeksa vērtību izmaiņas EQR skalā atkarībā no pēdējā meliorācijas gada R3 un R4 tipa upēs

Šobrīd valsts monitoringā izmantotās hidromorfoloģijas metodes nav piemērotas upju un ezeru hidromorfoloģiskās kvalitātes novērtēšanai, jo, saskaņā ar LIFE GoodWater IP projekta ietvaros veiktā pētījuma rezultātiem, tajās nav iekļauti visi nepieciešamie parametri, lai novērtētu bioloģiskās daudzveidības saistību ar hidromorfoloģisko kvalitāti.

Kā labu alternatīvu var izmantot LIFE is Salaca projekta ietvaros izveidoto HHBM lauka protokolu. Tas ir protokols, kurā apvienots bieži izmantotais *River Habitat Survey* protokols (Raven et al., 1998) un DAP izmantotā tekošu saldūdeņu biotopu inventarizācijas anketa. Lai gan protokola aizpildīšana vienam 500 m garam upes posmam var prasīt pat 1,5 h, kas nav samērojams ar valsts monitoringa prasībām, tas tomēr ļauj daudz detalizētāk novērtēt ūdensteču hidromorfoloģisko un ekoloģisko kvalitāti.

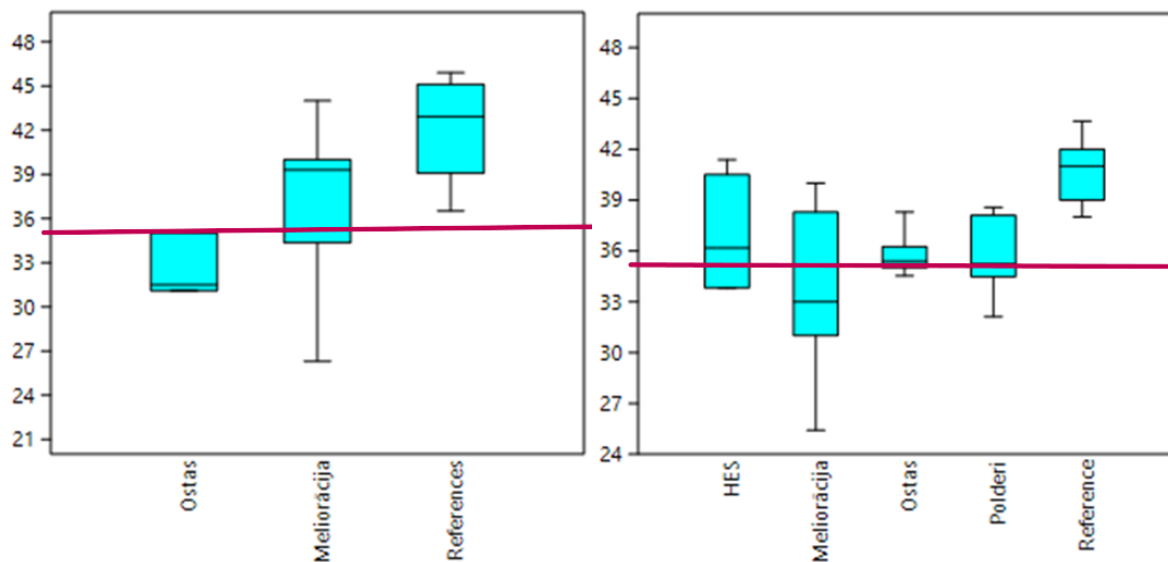
4.2. Makrofīti

SPŪO novērtējumam tika atlasīti dati par makrofītu sugu sastāvu un sastopamību no LU MDZF Bioloģijas institūta veiktajiem pētījumiem pēdējo 20 gadu laikā, bet lielāko datu kopu veidoja LVĢMC veiktā monitoringa dati. Kopumā apkopoti dati par 109 upju posmiem, 2 ezeriem, kā arī 14 ūdenkrātuviņu datiem. Dati tika atlasīti un noformēti, lai veiktu to apstrādi - makrofītu indeksa aprēķinus un dominējošo sugu analīzi. Makrofītu dati par stipri pārveidotām upēm tika salīdzināti ar nepārveidotu upju datiem, lai analizētu atšķirības.

Stipri pārveidotu upju novērtēšana pēc makrofītiem

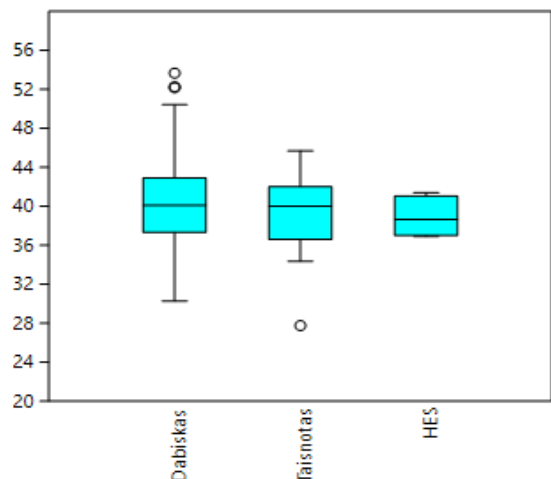
Novērtējumam tika izmantoti dati par vidēji lielajām upēm (3. un 4. tipa upēm) un lielajām upēm (6. tipa). No mazajām upēm (1., 2. tips) tikai viena ir atzīta par SPŪO (Svētupe Ļaudonā), tika izskatīti arī dati no LU MDZF BI pētījumiem, bet secināts, makrofītu sugu skaits upēs bija nepietiekošs novērtējuma veikšanai. Arī nepārveidotās mazajās upēs nereti makrofītu sugu skaits ir nepietiekošs novērtējuma veikšanai, tādēļ makrofīti nav piemērots indikators šajā gadījumā.

Aprēķināto MTR LV indeksu rezultāti parāda, ka meliorētajās 4. tipa upēs ekoloģiskā kvalitāte ir zemāka nekā nepārveidotajās jeb references upēs, tomēr arī pārveidotajās upēs ekoloģiskā kvalitāte pēc makrofītiem ir vidēja vai laba. Savukārt 6. tipa upēs zemākā ekoloģiskā kvalitāte ir meliorētajās upēs; salīdzinot ar 4. tipa upēm, vērojama būtiskāka atšķirība starp ekoloģisko kvalitāti nepārveidojās upēs un to posmos, kur kvalitāte ir laba un augsta (32. attēls).

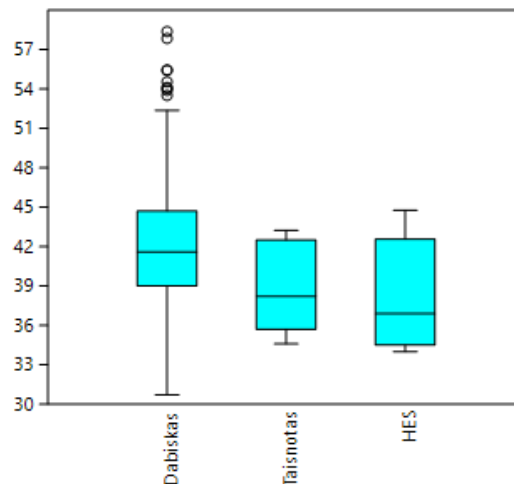


32. attēls. Stipri pārveidotu un nepārveidotu (references) 4. un 6. tipa upju MIR LV vērtību analīze (sarkanā līnija iezīmē augstāko robežu vidējai ekoloģiskajai kvalitātei).

Stipri pārveidotās 4. tipa upēs veģetācija būtiski neatšķiras no nepārveidotām 4. tipa upēm (33. attēls). Lēni tekošām upēm raksturīgs lielāks dziļums (pārniedz 1 m), kā arī grunts sastāvā dominē dūņas. Šādās upēs veidojas piekrastes virsūdens augu josla, bet retāk sastopamas ir iegrimušo augu sugas, jo to augšanu kavē zemāka ūdens caurredzamība un dziļāks ūdens. Savukārt 3. tipa upēs (strauji tekošās upēs, kur grunts sastāvā dominē grants, oļi un akmeņi) labāka ekoloģiskā kvalitāte ir dabiskajās upēs (34. attēls), bet pārveidotās upēs - zemāka, lai gan arī kvalitāte reti atbilst vidējai vai zemei.



33. attēls. MIR indeksa vērtības 4. tipa upēs



34. attēls. MIR indeksa vērtības 3. tipa upēs



Suda augšpus Mālpils, iztaisnota un padziļināta (foto L. Grīnberga)



Strīkņupe vidustecē, nepārveidota upe Gaujas Nacionālajā parkā (L. Grīnberga)

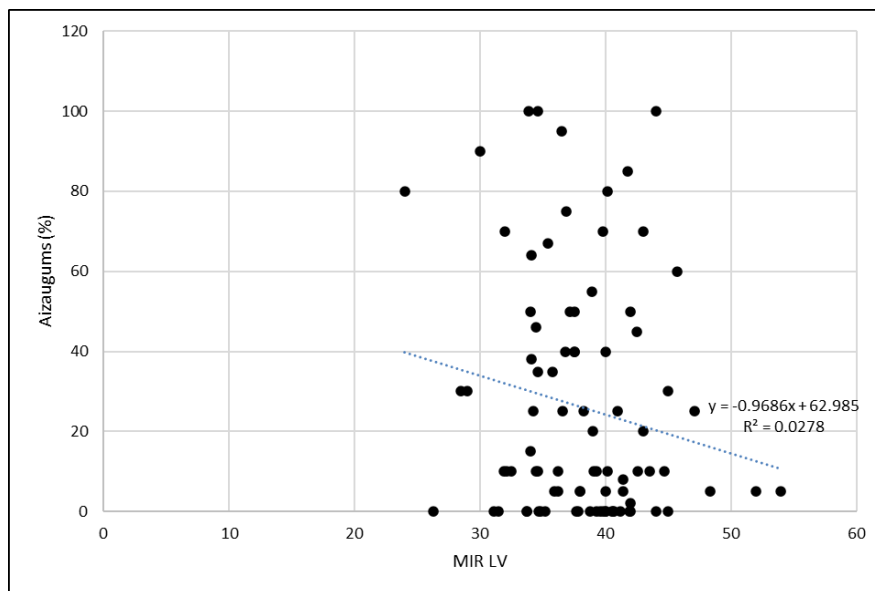
Datu analīze parāda, ka nav ciešas saistības starp aizauguma pakāpi un MTR LV indeksa rezultātiem (35. attēls). Tas nozīmē, ka arī upēs ar augstu aizauguma pakāpi makrofītu sugu sastāvs atbilst vidējai un labai ekoloģiskajai kvalitātei. Lai arī MIR LV indeksa aprēķini lielākoties indicē labu ekoloģisko kvalitāti arī stipri pārveidotās upēs, sugu sīkāka analīze parāda būtiskas atšķirības makrofītu sugu sastāvā. Pārveidotās upēs bieži sastopamas sugas, kas norāda uz zemu kvalitāti - pavedienvēda zaļāļģes *Cladophora* spp., mazais ūdensziņš *Lemna minor*, parastā spirodela *Spirodela polyrhiza*, kā arī smarzīgā kalme *Acorus calamus* un dižā ūdenszāle *Glyceria maxima*. Savukārt nepārveidotajās upēs starp dominējošajām sugām ir arī tādas, kas norāda uz labu un augstu kvalitāti, piemēram, parastā avotsūna *Fontinalis antipyretica* un Alpu glīvene *Potamogeton alpinus*.

Veicot datu analīzi tika secināts, ka eitrofikācijas neietekmētos stipri pārveidotos ūdensobjektos makrofītu MIR indeksa vidējā vērtība aptuveni atbilst augstākajai vidējās ekoloģiskās kvalitātes

robežvērtībai, kas tika pieņemta par maksimālu ekoloģisko potenciālu (MEP). Pārējās robežvērtības tika noteiktas, robežas sadalot līdzīgos intervālos (8. tabula).

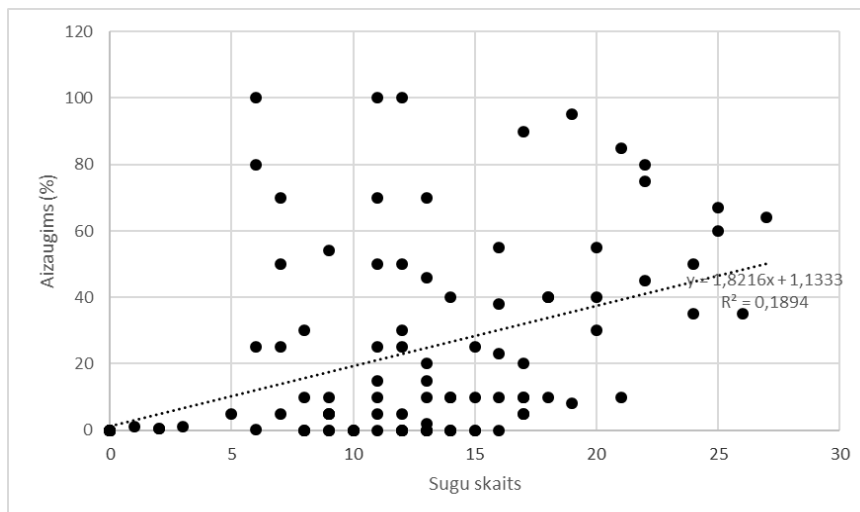
8. tabula. Ekoloģiskā potenciāla robežvērtības MIR indeksam (visi upju tipi)

Indekss	MEP	Labs	Vidējs	Slikts	Ļoti slikts
MIR	>0,55	0,55-0,40	0,40-0,25	0,25-0,10	<0,10

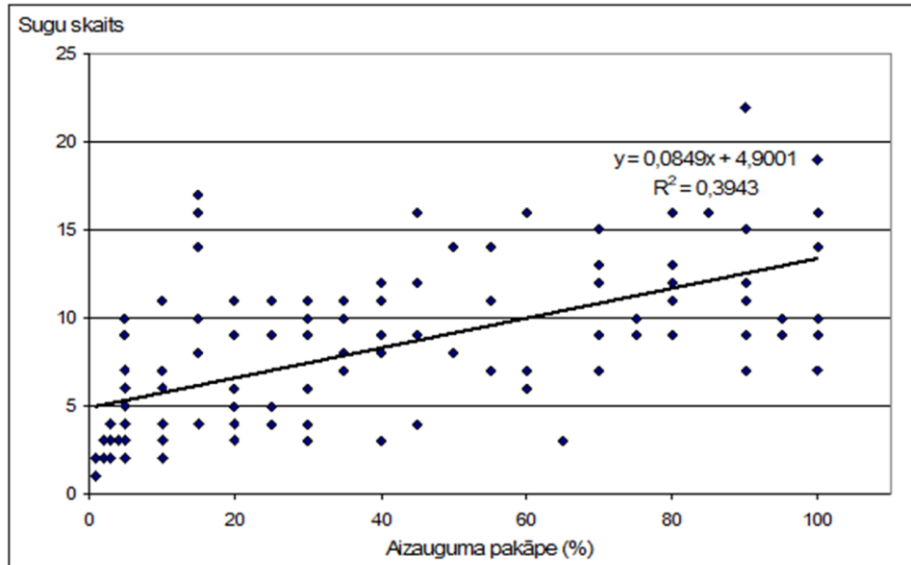


35. attēls. Aizauguma pakāpe (%) un MIR LV indeksa rezultāti stipri pārveidotās upēs

Makrofītu sugu skaitam un aizauguma pakāpei ir nebūtiska korelācija (36. attēls), nav vērojama tendence, ka upēs ar augstu aizauguma pakāpi būtu arī lielāks sugu skaits, kā tas ir nepārveidotās upēs (37. attēls).



36. attēls. Makrofītu sugu skaits un aizauguma pakāpe stipri pārveidotās upēs



37. attēls. Makrofitu sugu skaits un aizauguma pakāpe nepārveidotās upēs.

Pārveidotajās upēs sugu sastāvā dominē virsūdens augu sugas - parastā niedre *Phragmites australis*, ezera meldrs *Scirpus lacustris*, lielā ežgalvīte *Sparganium erectum*, parastais miežubrālis *Phalaroides arundinacea*, smaržīgā kalme *Acorus calamus*, čemurainais puķumeldrs *Butomus umbellatus* un dižā ūdenszāle *Glyceria maxima* (9. tabula).

9. tabula. Dominējošās makrofitu sugas (dilstošā secībā) SPŪO un nepārveidotās upēs.

Nepārveidotās upes	Pārveidotās upes
<i>Nuphar lutea</i>	<i>Nuphar lutea</i> (N)
<i>Sparganium emersum</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Sparganium erectum</i>	<i>Sagittaria sagittifolia</i> (H)
<i>Phalaroides arundinacea</i>	<i>Cladophora</i>
<i>Alisma plantago aquatica</i>	<i>Scirpus lacustris</i> (H)
<i>Fontinalis antipyretica</i>	<i>Sparganium erectum</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Phalaroides arundinacea</i>
<i>Veronica beccabunga</i>	<i>Lemna minor</i>
<i>Sium latifolium</i>	<i>Nuphar lutea</i> (E)
<i>Mentha aquatica</i>	<i>Spirodela polyrhiza</i>
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	<i>Acorus calamus</i>
<i>Phragmites australis</i>	<i>Butomus umbellatus</i> (H)
<i>Scirpus lacustris</i>	<i>Glyceria maxima</i>
<i>Potamogeton alpinus</i>	<i>Potamogeton lucens</i>
Sugas, kas norāda uz labu/augstu kvalitāti	Sugas, kas norāda uz zemu kvalitāti

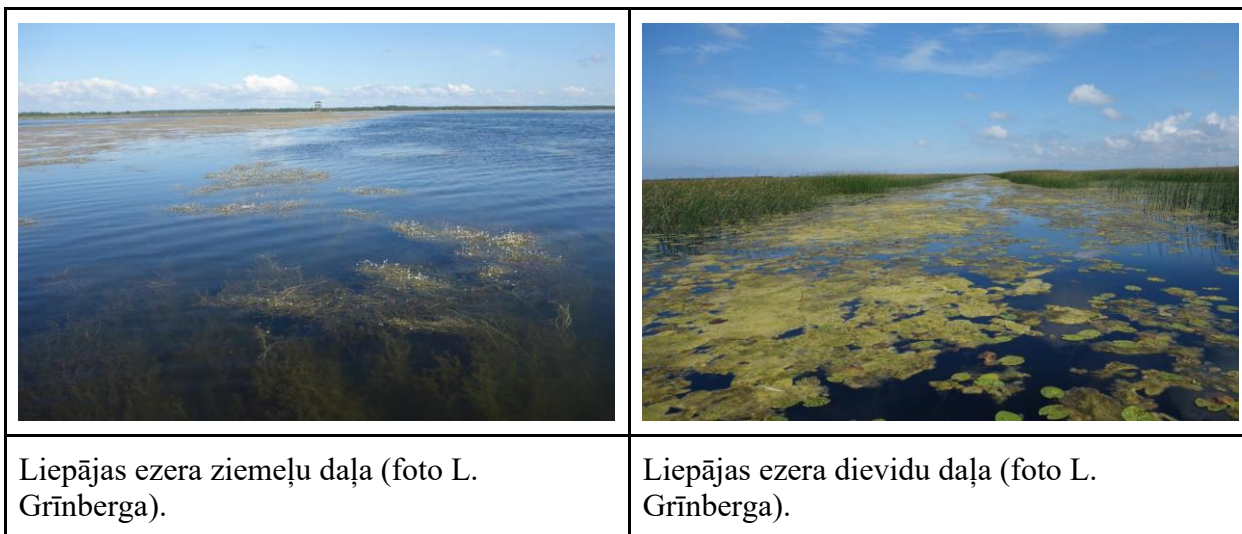
Ezeru SPŪO un mākslīgi veidotās ūdenstilpes uz vidēji lielām un lielām upēm

Pētījumam par ezeru SPŪO tika izmantoti dati par trim ezeriem - Liepājas, Lubāna un Babītes. Visi trīs ezeri ir ļoti sekli, to vidējais dziļums nav lielāks par diviem metriem. Ļoti seklajiem ezeriem, arī nepārveidotajiem, ir raksturīga augsta aizauguma pakāpe, jo makrofitu augšanu neierobežo ūdens dziļums. Visu SPŪO ezeru piekrastēs veidojas plašas un blīvas virsūdens augu audzes, ko veido parastā niedre *Phragmites australis*, ezera meldrs *Scirpus lacustris*, šaurlapu vilkvāļīte *Typha angustifolia*, retāk citas sugas.

Ezeri ir pakļauti paaugstinātai barības vielu slodzei, tādēļ galvenais uzdevums ir mazināt barības vielu koncentrāciju ūdeņos, kas ezeros ieplūst.

Lubānam, Liepājas ezeram ir izstrādāti dabas aizsardzības plāni, kas ietver šos pasākumus, Babītes ezeram DA plāns tiek izstrādāts. Šie ir ezeri, kuros ir reāli saglabāt vismaz esošo ekoloģisko kvalitāti.

Kleinis (E021SP) ir daļēji nosusināts ezers Talsu novadā. Aizaugošs, saglabāt vai uzlabot ekoloģisko kvalitāti nav reāli. Šādu ezeru ir diezgan daudz (lielāki par 50 ha, daļēji nosusināti).



Apkopojot un analizējot datus no ūdenstilpēm uz vidēji lielām un lielām upēm (Pakuļu HES ūdenskrātuve, Spruktu ūdenskrātuve, Prūšu ūdenskrātuve, Ciriša ūdenskrātuve, Alokstes ūdenskrātuve) redzams, ka ūdensaugu sugu sastāvs ūdenskrātuvēs ir daudzveidīgs. Sugu sastāvs ir tipisks stāvošiem, barības vielām bagātiem ūdeņiem. Dominējošās sugas kopumā - ir parastā niedre *Phragmites australis*, ezera meldrs *Scirpus lacustris*, pavedienveida zaļalģes *Chlorophyta* spp., upes kosa *Equisetum fluviatile*, platlapu vilkvāļīte *Typha latifolia*, smaržīgā kalme *Acorus calamus*. Visām ūdenskrātuvēm raksturīga bieža peldlapu augu sastopamība - bieži sastopama ne tikai dzeltenā lēpe, bet arī peldošā glīvene *Potamogeton natans* un abinieku sūrene *Polygonum amphibium*. Iegrimušo sugu sastāvs ir atšķirīgs dažādās ūdenskrātuvēs, biežāk sastopamās sugas ir apaļlapu ūdensgundega *Batrachium circinatum*, kā arī dažādu sugu glīvenes *Potamogeton* spp.

HES ūdenskrātuves uz ļoti lielajām upēm

Dati par makrofitu monitoringu HES ūdenskrātuvēs uz lielajām upēm (Pļaviņu HES, Ķeguma HES un Rīgas HES) liecina, ka sugu sastopamība šajās ūdenstilpēs ir zema, arī sugu skaits neliels. Visbiežāk konstatētais taksons visās ūdenskrātuvēs ir paveidieneida zaļalģes *Chlorophyta* spp. Pārējās ūdensaugu sugas lielākoties sastopamas nelielā daudzumā, skrajās ir virsūdens augu joslas, kur biežāk sastopamās sugas ir ezera meldrs *Scirpus lacustris*, parastā bultene *Sagittaria sagittifolia*, parastais miežubrālis *Phalaroides arundinacea*. Iegrimušo augu joslā biežāk sastopamās ir ķemmveida glīvene *Potamogeton pectinatus*, skaujošā glīvene *Potamogeton perfoliatus*, parastās bultenes iegrimušās lapas, vārpainā daudzlape *Myriophyllum spicatum*. Peldlapu augu josla ir fragmentāra, biežāk sastopamā suga ir dzeltenā lēpes *Nuphar lutea*. Ūdensaugu augšanu un sastopamību ūdenskrātuvēs uz ļoti lielajām upēm ietekmē ne tikai strauji pieaugošais ūdens dziļums, bet arī aktīvā viļņu darbība. Brīvi peldošās augu sugas būs sastopamas aizvēja pusē vai līcī, arī paveidieneida zaļalģu sastopamību noteiks valdošie vēji. Lai ekoloģiskā potenciāla novērtējums būtu precīzāks, šinī pētījumā ieteikta lielajām ūdenskrātuvēm pielāgota lauka metode, kas ļaus palielināt konstatēto sugu skaitu.

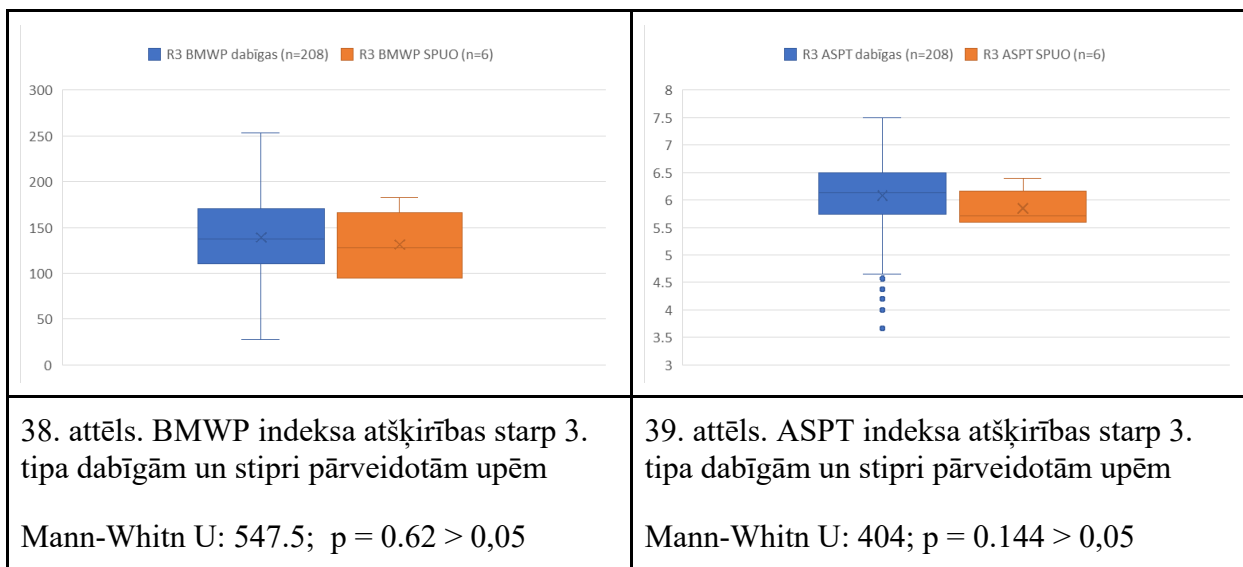
4.3. Bentiskie bezmugurkaulnieki

Sākotnēji atlasīti 117 upju (179 paraugi) un 31 ezera (119 paraugi) makrozoobentosa dati no LU MDZF Bioloģijas institūta veiktajiem bentisko bezmugurkaulnieku pētījumiem pēdējo 20 gadu laikā, kā arī 281 upju ŪO (1503 paraugi) un 273 ezeru (1072 paraugi) makrozoobentosa dati no LVĢMC datu bāzes. Pēc datu kvalitātes kontroles, tālākai analīzei atlasīti 632 upju paraugi un 356 ezeru makrozoobentosa paraugi. Visi indeksi aprēķināti ar Asterics 4.04 programmu (Anonymous 2004). Ūdensobjektu salīdzināšanai atlasīti indeksi, kuri ir jutīgi uz hidromorfoloģiskajiem pārveidojumiem (Erba et al. 2019, Ozoliņš et al. 2021). SPŪO un dabisko ūdensobjektu indeksu vērtību mediānu atšķirību būtiskuma noteikšanai izmantota neparametriskā metode - Manna Vitneja U kritērijs (Mann-Whitney U test).

SPŪO ekoloģiskā potenciāla vērtēšanai pēc makrozoobentosa par vispiemērotākajiem indeksiem pēc datu statistiskās apstrādes izvēlēti sākotnēji Lielbritānijā izstrādātie: BMWP un ASPT, kuru indikatorsistēma ir balstīta uz makrozoobentosa dzimtu jutību - toleranci (Armitage et al. 1983).

Vidēja lieluma ritrāla upju (3. tips) SPŪO ekoloģiskā stāvokļa vērtēšana

Atšķirībā no potamālām upēm, 3. tipa upēm ir lielākas buferspējas un atjaunošanās potenciāls (Allan 1995). Šajā grupā atlasīti 208 dabīgo ŪO un 6 SPŪO makrozoobentosa dati. Atšķirības nav būtiskas nepietiekama 3. upju tipa SPŪO datu apjoma dēļ (38. un 39. attēls).



Mazā datu apjoma dēļ, 3. tipa upju ekoloģiskā potenciāla noteikšanai izmatota pieeja, ekoloģisko potenciālu nosakot, izmantojot dabisko ūdensobjektu datus un ņemot vērā, ka SPŪO ekoloģiskais potenciāls nesasniedz labas ekoloģiskās kvalitātes robežu (CIS nr. 4, 2003). Rekomendējamās 3. tipa SPŪO robežvērtības apkopotas 10. tabulā; maksimālais ekoloģiskais potenciāls noteikts kā 80. percentile no dabisko 3. tipa upju paraugkopas (n=208), savukārt labs, vidējs, slikts un ļoti slikts ekoloģiskais potenciāls attiecīgi noteikts kā 60., 40., 20. un 10. percentile. SPŪO 3. upju tipam piešķirtās EP robežvērtības ir jātestē praskē, turpinot SPŪO monitoringu un nepieciešamības gadījumā tās ir maināmas.

10. tabula. Vidēju ritrāla upju (3. tips) maksimālā, laba, vidēja, zema un slikta ekoloģiskā potenciāla robežvērtības BMWP un ASPT indeksiem.

Ekoloģiskais potenciāls	BMWP	ASPT
Maksimālais ekoloģiskais potenciāls (8. percentile)	178	6,5
Labs	150	6,3
Vidējs	123	6,0
Zems	103	5,7
Slikts	87	5,4

Vidēja lieluma potamāla upju (4. tips) SPŪO ekoloģiskā stāvokļa vērtēšana

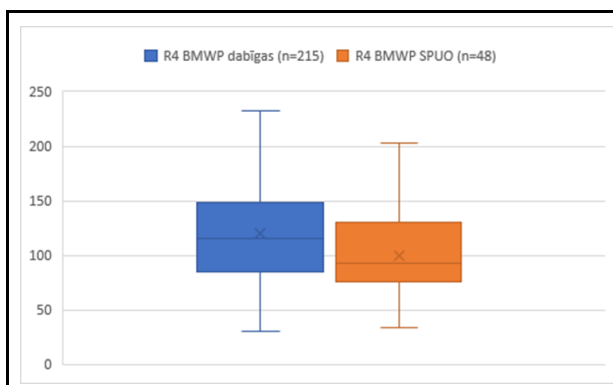
BMWP un ASPT aprēķiniem izmantoti 215 neietekmētu upju posmu un 48 SP 4. tipa ŪO virszemes ūdeņu monitoringa bentisko bezmugurkaulnieku paraugu dati no LVĢMC datu bāzes. Vidējo potamāla upju EP vērtēšanai rekomendējams BMWP indekss, jo pēc Manna-Vitnija testa konstatēta būtiska atšķirība starp dabīgām upēm un SPŪO (40. un 41. attēls).



4. tipa upes SPŪO, Platone, grīva.

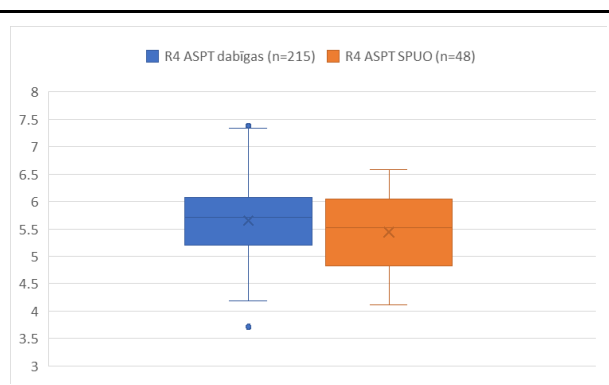


4. tipa upes SPŪO, Sesava, grīva.



40. attēls. BMWP indeksa atšķirības starp 4. tipa dabīgām un stipri pārveidotām upēm

Mann-Whitn U: 987; $p < 0.0001$



41. attēls. ASPT indeksa atšķirības starp 4. tipa dabīgām un stipri pārveidotām upēm

Mann-Whitn U: 4371; $p = 0.093 > 0,05$

Maksimālā ekoloģiskā potenciāla noteikšanai ASPT un BMWP indeksiem tika izmantota SPŪO datu kopas 90. percentile. Savukārt labam, vidējam, zēmam un sliktam ekoloģiskajam potenciālam atbilstošās robežvērtības tika noteiktas, izmantojot attiecīgi 60., 40., 20. un 10. percentili (skat. 11. tabulu).

11. tabula. Vidēja lieluma potamāla upju (4. tips) maksimālā, laba, vidēja, zema un slikta ekoloģiskā potenciāla robežvērtības BMWP un ASPT indeksiem.

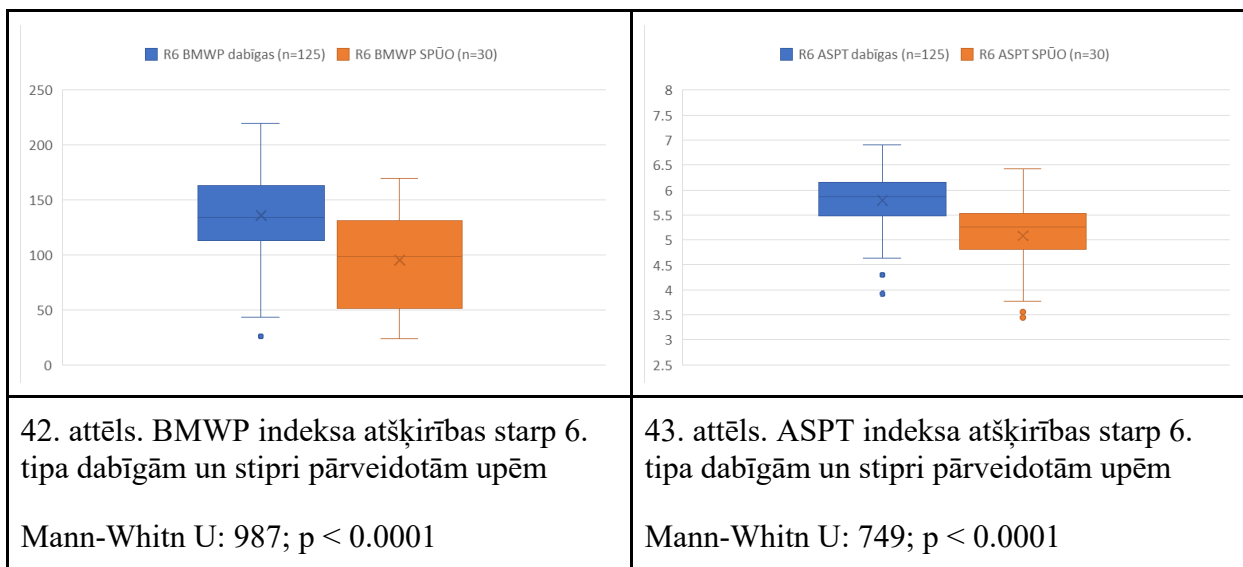
Ekoloģiskais potenciāls	BMWP	ASPT
Maksimālais	147	6,4
Labs	102	5,7
Vidējs	84	5,2
Zems	71	4,8
Slikts	52	4,4

Lielu potamāla upju (6. tips) SPŪO ekoloģiskā stāvokļa vērtēšana

Aprēķiniem izmantoti 125 dabīgu upju posmu un 30 SP R6 tipa ŪO virszemes ūdeņu monitoringa bentisko bezmugurkaulnieku paraugu dati no LVĢMC datu bāzes. Veicot Manna-Vitnija testu, konstatētas būtiskas atšķirības gan BMWP, gan ASPT indeksu vērtībām starp dabīgām un SPŪO upēm (42. un 43. attēls), tāpēc abi indeksi ir rekomendējami EP vērtēšanai.



6. tipa upes SPŪO, Svēte, grīva.



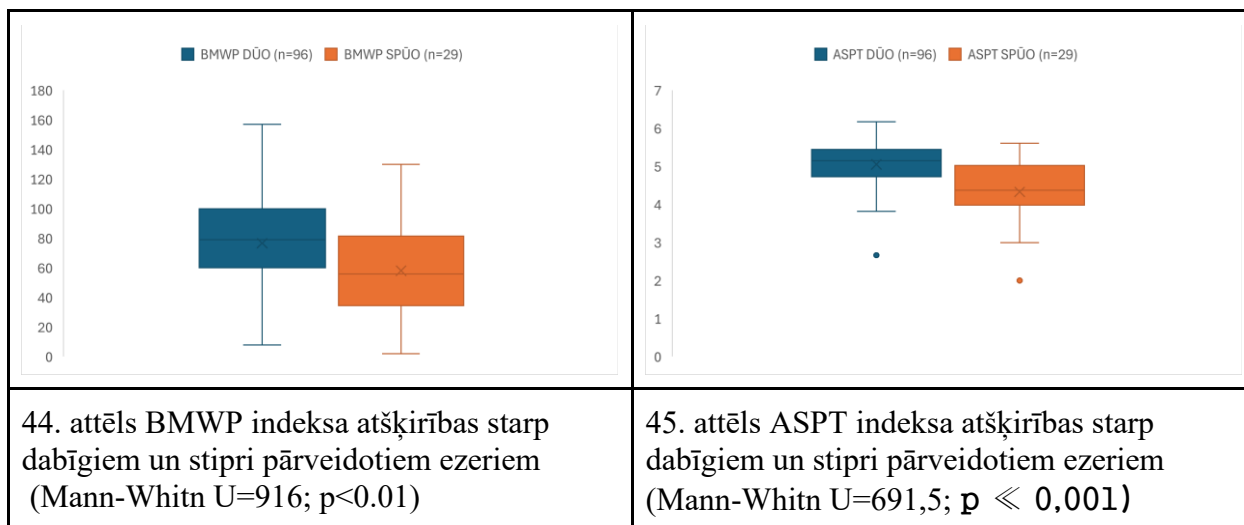
Maksimālā ekoloģiskā potenciāla noteikšanai ASPT un BMWP indeksiem izmantota SPŪO datu kopas 90. percentile. Savukārt labam, vidējam, zēmam un sliktam ekoloģiskajam potenciālam atbilstošās robežvērtības tika noteiktas, izmantojot attiecīgi 60., 40., 20. un 10. percentili (skat. 12. tabulu).

12. tabula. Lielu potamālu upju (6 tipa) maksimālā, laba, vidēja, zēma un sliktā ekoloģiskā potenciāla robežvērtības BMWP un ASPT indeksiem.

Ekoloģiskais potenciāls	BMWP	ASPT
Maksimālais	157	5,9
Labs	116	5,5
Vidējs	77	5,1
Zēms	49	4,3
Sliktš	32	3,8

Ezeru SPŪO

Šajā grupā atlasīti makrozoobentosa dati no 1. tipa SP ezeru ŪO - Lubāna, Babītes un Liepājas ezeri. Aprēķiniem izmantoti 125 makrozoobentosa paraugi no LVĢMC datu bāzes, iekļaujot 1., 2., 3. un 4. Latvijas ezeru tipus (44. un 45. attēls).



Gan BMWP, gan ASPT indeksu vērtības uzrāda būtiskas atšķirības starp SPŪO ezeriem un dabiskiem ezeru ŪO, tomēr rekomendējams izmantot ASPT indeksu, jo būtiskuma līmenis ir augstāks.

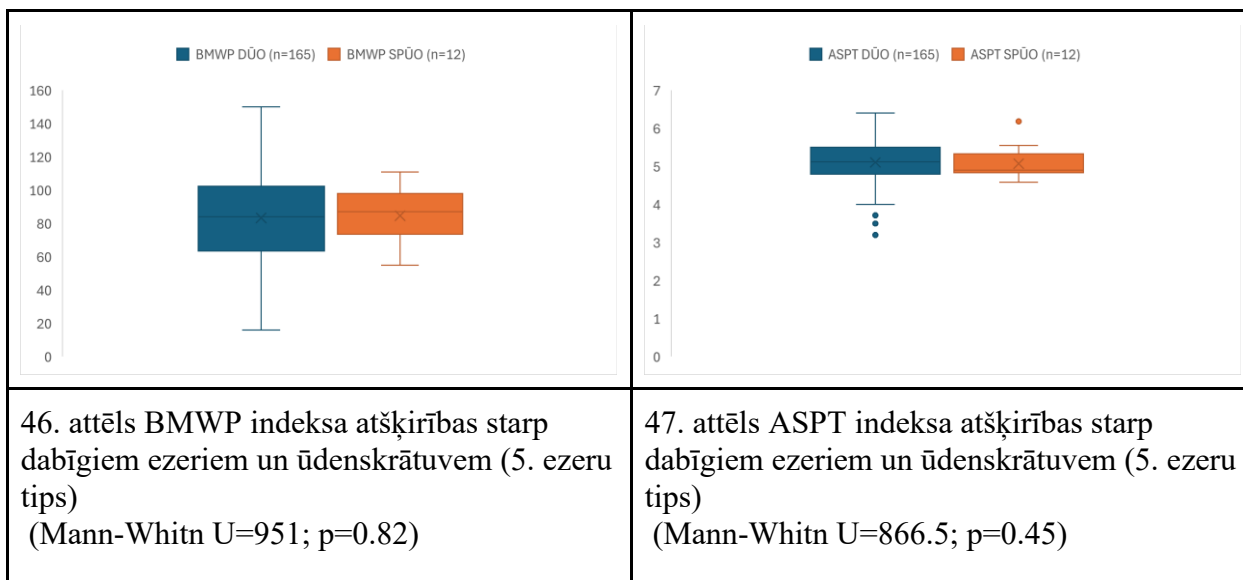
Maksimālā ekoloģiskā potenciāla noteikšanai ASPT un BMWP indeksiem tika izmantota 90. percentile no SPŪO datu kopas. Attiecīgi laba, vidēja, zema un slikta ekoloģiskā potenciāla robežas noteiktas, izmantojot 60., 40., 20. un 10. percentili (13. tabula).

13. tabula Stipri pārveidotu ezeru maksimālā, laba, vidēja, zema un slikta ekoloģiskā potenciāla robežvērtības BMWP un ASPT indeksiem.

Ekoloģiskais potenciāls	BMWP	ASPT
Maksimālais	99	5,2
Labs	59	4,6
Vidējs	47	4,3
Zems	32	3,7
Ļoti zems	14	3

Mazās ūdenskrātuves

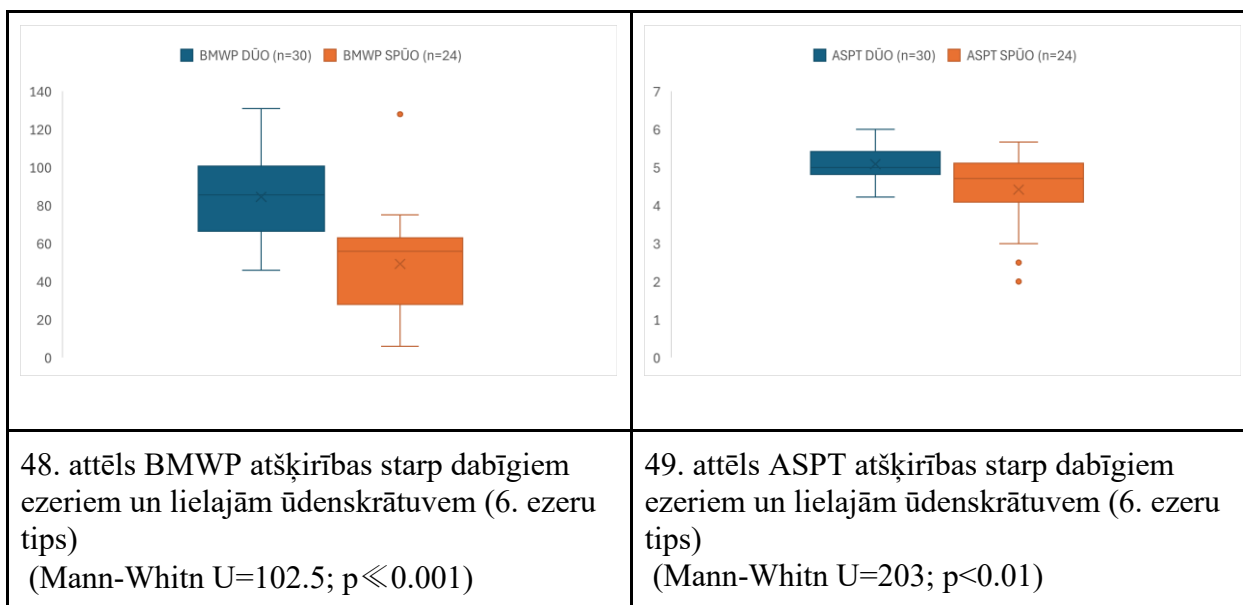
Šajā grupā atlasīti makrozoobentosa dati no 5. tipa SP ezeru ŪO - Spruktu, Pakuļu un Cirišu HES ūdenskrātuvēm. Aprēķiniem izmantoti 177 makrozoobentosa paraugi no LVĢMC datu bāzes, iekļaujot 5. Latvijas ezeru tipus (46. un 47. attēls). Attēlos redzams, ka SPŪO datu apjoms ir par mazu, tāpēc secinājumi par piemērotākajiem indeksiem mazo ūdenskrātuvju vērtēšanai nav veikti.



Ekoloģiskā potenciāla klašu robežas nelielā datu apjoma dēļ ($n=12$) netika aprēķinātas. Šobrīd rekomendējams šo SPŪO grupu vērtēt tāpat kā dabiskas izcelsmes ezeru SPŪO (12. tabula).

Lielās ūdenskrātuves

Šajā grupā atlasīti makrozoobentosa dati no 6. tipa SP ezeru ŪO - Pļaviņu, Ķeguma un Rīgas HES ūdenskrātuvēm. Aprēķiniem izmantoti 54 makrozoobentosa paraugi no LVĢMC datu bāzes, iekļaujot 6. un 9. Latvijas ezeru tipus (48. un 49. attēls).



Gan BMWP, gan ASPT indeksu vērtības uzrāda būtiskas atšķirības starp lielo ūdenskrātuvju ŪO un dabiskiem ezeru ŪO, tomēr rekomendējams izmantot BMWP indeksu, jo būtiskuma līmenis ir augstāks.

Maksimālā ekoloģiskā potenciāla noteikšanai ASPT un BMWP indeksiem tika izmantota 90. percentile no SPŪO datu kopas. Attiecīgi laba, vidēja, zema un slikta ekoloģiskā potenciāla robežas noteiktas, izmantojot 60., 40., 20. un 10. percentili (14. tabula).

14. tabula Lielo ūdenskrātuvju (6. ezeru tips) maksimālā, laba, vidēja, zema un slikta ekoloģiskā potenciāla robežvērtības BMWP un ASPT indeksiem.

Ekoloģiskais potenciāls	BMWP	ASPT
Maksimālais	68	5,3
Labs	59	4,8
Vidējs	50	4,5
Zems	28	3,8
Ļoti zems	13	2,7

5. Stipri pārveidotu ūdensobjektu hidromorfoloģiskās slodzes radīto seku mazināšanas pasākumi

Visvairāk hidromorfoloģiskie pārveidojumi Latvijā ir skāruši upes, bet SPŪO ezeru skaits ir mazāks. Daļa SP ezeru ŪO radušies tieši upju pārveidošanas rezultātā, piemēram, Ķeguma, Rīgas u.c. ūdenskrātuves. Pēc ES ŪSD prasībām uzmanība jāpievērš stipri pārveidotu ūdensobjektu (SPŪO) radīto seku mazināšanas pasākumiem. Šajā nodaļā apskatīti galvenie upju un ezeru atjaunošanas pasākumi, kas vērsti uz konkrētu mērķu sasniegšanu; pasākumu sadalījums pa upju tipiem parādīts 15. tabulā, sadalījums pa ezeru tipiem - 16. tabulā.

Zivju migrācijas nodrošināšana - SPŪO SM 1

Lai nodrošinātu zivju migrāciju, ieteicamākais līdzeklis SPŪO radīto seku mazināšanai ir zivju ceļu izveide vai barjeru augstuma samazināšana, ņemot vērā arī citus faktoros, piem., pretplūdu aizsardzību. Nozīmīga ir zivju ceļu izbūve, ievērojot optimālus ekohidrauliskos apstākļus dažādām augšup un lejup migrējošām zivju sugām, kā dēļ var būt ieteicams tām veidot atsevišķus zivju ceļus. Tos iespējams veidot dažādi: kaskādes konstrukcijas un dabiskiem apstākļiem līdzīgu baseinu pārejas; nelīdzena kanāla baseina pārejas veidi, kas apvieno dabiskas iezīmes ar inženiertehniskām konstrukcijām; zivju slūžas, zivju lifti (Schmutz, Mielach, 2013). Pētot zivju kopienas reakciju uz hidromorfoloģiskajiem atjaunošanas pasākumiem, konstatēts, ka atjaunošanas pasākumu īstermiņa un ilgtermiņa ietekme uz zivīm ir spēcīgāka nekā vidēja termiņa ietekme, kā arī jākoncentrējas uz dinamiskākiem, ilgtspējīgākiem dzīvotņu uzlabojumiem vairāku kilometru

garumā, kas apvienojami ar citiem pasākumiem, piemēram, reintrodukcijas atjaunošanu (Schmutz et al., 2016). Zivju migrācijas nodrošināšanas ar zivju ceļu starpniecību tiek nodrošināta gan upju garengriezumā, gan starp ūdenskrātuvēm.

Ekoloģiskā caurplūduma nodrošināšana - SPŪO SM 2

Ekoloģiskais caurplūdums ir ūdens daudzums vai tilpums, kas laika gaitā nepieciešams, lai uzturētu upes veselību noteiktā stāvoklī, un šis stāvoklis ir jānosaka vai par to jāvienojas, pamatojoties uz kompromisu ar citiem apsvērumiem (Acreman, Dunbar 2004; Renöfält, Jansson, Nilsson, 2010).

Lai SPŪO samazinātu aizsprostu radītos negatīvos efektus, tiek izmantotas dažādas metodes, no kurām viena no būtiskākajām ir ekoloģiskā caurplūduma nodrošināšana. Te svarīgi ir veikt regulāru adaptīvu pārvaldību, integrējot ekonomiskās vajadzības un ekoloģiskos mērķus (Bradford, Korman, Sneep, 2023). LVĢMC ir izstrādājis ekoloģiskā caurplūduma noteikšanas metodiku (LVĢMC, 2024), kas piemērota arī stipri pārveidotiem ūdensobjektiem. HES radīto seku mazināšanai ieteicams veikt arī slūžu automatizāciju, kas īpaši svarīgi ir mazūdens periodā.

Koku veģetācijas atjaunošana - SPŪO SM 3

Atjaunojot kokaugu veģetāciju, būtiski ir izvēlēties vietējās sugas (melnalkšņus, bērzus), veidot koku un krūmu joslas krastos, kas palīdz uzlabot krasta zonas stāvokli; koku atliekas veicina gultnes strukturālo daudzveidību, samazina ūdens temperatūras svārstības un uzlabo morfoloģisko stabilitāti (Broadmeadow, Nisbet, 2004). Kokaugu veģetācija ir nozīmīga ne tikai noēnojuma un barības objektu nodrošināšanai (ūdenī iekritušās lapas, koksne), bet arī nodrošina slēptuves no ūdens izlidojošajiem kukaiņiem (Briers and Gee 2004). Apēnojums no krastmalā augošiem kokiem un krūmiem samazina pieejamo gaismas daudzumu ūdensaugu augšanai, līdz ar to samazina upes aizaugumu. Koku joslas stādīšana veicama 20 - 40 % no SPŪO upes posma, kas atkarīgs no upes platuma, dziļuma un krituma.

Upes gultnes substrātu daudzveidības uzlabošana - SPŪO SM 4

Upju regulēšanas un taisnošanas rezultātā ir samazinājusies gultnes mikrobiotopu daudzveidība. Lai uzlabotu apdzīvojamo mikrobiotopu daudzveidību, ieteicams upē ievietot nostiprinātas koka konstrukcijas vai akmeņus, kas veicina straumes dalīšanos, turbulenci un jaunu mikrobiotopu veidošanos. Upes gultnē ievietojamo konstrukciju daudzums uz upes garuma vienību atkarīgs no dažādiem faktoriem, t.i., upes tipa, krituma, upes dziļuma un platuma. Orientējoši ekoloģisko potenciālu uzlabotu 7 - 10 nostiprināmu koka konstrukciju izvietošana uz 500 m garas un 10 m platas upes gultnes (Kažuza et al. 2018).

Videi draudzīga meliorācija - SPŪO SM 5

Kopš 2015. gada Lauku atbalsta dienesta apakšpasākums 4.3. "Atbalsts ieguldījumiem lauksaimniecības un mežsaimniecības infrastruktūras attīstībā" finansiāli atbalsta esošo meliorācijas sistēmu pārbūvi un atjaunošanu, kā arī videi draudzīgu meliorācijas sistēmu ieviešanu

Latvijā. Saskaņā ar 2014. gada 30. septembra MK noteikumu Nr.600 “Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam ”Ieguldījumi materiālajos aktīvos”” 35.1 punktā minēto izriet, ka normatīvajos aktos par riska ūdensobjektiem noteiktajos riska ūdensobjektu sateces baseinos atbalstu par meliorācijas sistēmu pārbūvi un atjaunošanu saņem tikai par videi draudzīgu meliorācijas sistēmu izveidi saskaņā ar šo noteikumu 12. pielikumu. Tradicionālo meliorācijas sistēmu ierīkošana bez videi draudzīgiem elementiem sekmē paātrinātu ūdens novadīšanu no lauksaimniecības zemēm, līdz ar to samazinot dabisko ūdens pašattīrīšanās procesu norises laiku. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu ierīkošanas mērķis ir samazināt slāpekļa un fosfora savienojumu, kā arī suspendēto vielu koncentrācijas ūdenī. Pēc būtības videi draudzīgi meliorācijas sistēmu elementi nodrošina labvēlīgu vidi ūdens pašattīrīšanās procesu norisei, jo palielinās ūdens uzturēšanās laiks meliorācijas sistēmu ietvaros (Veidemane, Brēmere, 2018).

Videi draudzīgas meliorācijas metodes ietvertas arī Ministru kabineta 2021. gada 30. novembra noteikumos Nr. 776 (9. pielikums. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementi un to kritēriji). Atbilstoši ūdenstilpes sateces baseinam, grunts sastāvam un citiem parametriem, iespējams izmantot vienu vai vairākus videi draudzīgas meliorācijas elementus, piemēram, ierīkojot divpakāpju meliorācijas grāvjus, sedimentācijas baseinus, akmeņu krājumus, mākslīgos mitrājus u.c.

Krastu nostiprināšana ostās - SPŪO SM 6

Lai uzlabotu SPŪO ekoloģisko potenciālu ostās, nepieciešami pasākumi, kas ūdenstilpi šajās teritorijās padarītu daudzveidīgāku. Krastu nostiprināšanai ostās ieteicams izmantot reljefu (nelīdzenu) materiālu, kas kalpos kā pieķeršanās substrāts epifitiskajām (apaugumus veidojošajām) sugām - gan makroskopiskajām aļģēm, gan bentiskajiem bezmugurkaulniekiem, veicinot bioloģiskās daudzveidības palielināšanos. Reljefais materiāls izvietojams mozaīkveidā, 20 % - 40 % no pārveidoto krastu platības.

Aizsargjoslu izveidošana un ievērošana - SPŪO SM 7

Lai uzlabotu SPŪO ekoloģisko potenciālu, aizsargjoslas izveido un ievēro atbilstoši “Aizsargjoslu likumam”. Aizsargjosla gar ūdenstilpēm nodrošina drenu un virszemes noteces pārtveršanu pirms novadīšanas ūdenstilpē. Aizsargjola sekmē pakāpenisku ūdens filtrāciju, kā rezultātā augi veģetācijas joslā patērē barības vielas un samazina to ieplūdi ūdeņos. Krasta un piekrastes zonas veģetācijas atjaunošana veicina arī krastu stabilitāti un samazina eroziju. Pārveidotu ūdenstilpju piekrastes pēc to pārtīrīšanas un atjaunošanas nereti kļūst par invazīvo sugu izplatīšanās koridoru, tādēļ ieteicams buferjoslā ieteicams sēt graudzāles, kas veido velēnu. Buferjoslu veidošana veicama vietās, kur to ļauj krasta josla, t.i, bez mākslīgiem materiāliem. Vēlams veidot 500-1000 m garas (drīkst sadalīt garumā, bet katra daļa — vismaz 10 m), platums atbilstoši “Aizsargjoslu likumam”, lai aizkavētu krastu eroziju un sedimentāciju.



Neliela pārveidota upīte Gaujas Nacionālajā parkā, aizsargjosla nav izveidota (foto L. Grīnberga).



Meliorēts posms Ievednes lejtecē ar aizsargjoslu (foto L. Grīnberga).

15. tabula. Stipri pārveidotu ūdensobjektu hidromorfoloģiskās slodzes radīto seku mazināšanas pasākumu sadalījums pa upju tipiem.

Modifikācija	R1	R2	R3	R4	R6	R7
Ostas		SPŪO SM 6 Krastu nostiprināšana ostās ar reljefu materiālu				
Iztaisnotas upes	SPŪO SM 3 Koku veģetācijas atjaunošana SPŪO SM 4 Gultnes substrāta daudzveidošana SPŪO SM 7 Aizsargjoslu ievērošana un izveidošana				SPŪO SM 7 Aizsargjoslu ievērošana un izveidošana	
	SPŪO SM 5 Videi draudzīgas meliorācijas metožu izmantošana					
HES	SPŪO SM 1 Zivju migrācijas nodrošināšana SPŪO SM 2 Ekoloģiskā caurplūduma nodrošināšana				SPŪO SM 1 Zivju migrācijas nodrošināšana	

Modifikācija	R1	R2	R3	R4	R6	R7
Polderi				SPŪO SM 9 Barības vielu filtrācija upēs		

Galvenie ezeru atjaunošanas pasākumi, kas vērsti uz konkrētu mērķu sasniegšanu:

Viršūdens ūdensaugu sugu pļaušana un izvākšana - SPŪO SM 8

Viršūdens ūdensaugu (parastās niedres, ezera meldra, platlapu vilkvālītes) pļaušana, izvācot tos no ūdenstilpes, samazina biogēnu apjomu ūdenī; blīvu viršūdens augu audžu fragmentācija veicina ūdens pašattīrīšanos un rada dzīves un barošanās vietas citiem ūdens organismiem. Viršūdens augu pļaušana jāveic ne agrāk par 15. jūliju (no agra pavasara līdz vasaras vidum ir putnu ligzdošanas periods). Jūlijā un augustā veiktā niedru pļaušana ir efektīvāka, bet to var veikt arī agrā rudenī, atkarībā no ūdens līmeņa un ezera viļņošanās. Ezeros, kur veidojas stabila ledus sega, var veikt pļaušanu ziemā virs ledus (vismaz līdz marta sākumam), lai samazinātu audžu blīvumu un atmirušā organiskā materiāla daudzumu ezerā. Nopļautie augi jāpārvieta prom no ezera piekrastes, lai ar lietuvai vai sniega kušanas ūdeņiem ezerā neieskalotos barības vielas.

Barības vielu filtrācija - SPŪO SM 9

Stipri pārveidotos ezeros papildus slodzi rada barības vielu ieplūde pa ietekošajām upēm un grāvjiem, tādēļ, vadoties no ūdensteces lieluma un radītās slodzes apjoma, ieteicams uz ietekām izvietot videi draudzīgas meliorācijas elementus, kas nodrošinātu barības vielu filtrāciju. Videi draudzīgas meliorācijas metodes ietvertas MK 2021. gada 30. novembra noteikumos Nr. 776 (9. pielikums. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementi un to kritēriji).

Piekrastes/seklo dzīvotņu (īpaši litorālē) uzlabošana - SPŪO SM 10

Lai uzlabotu SPŪO seklās piekrastes dzīvotnes, viena no metodēm ir izveidot vai atjaunot šīs zonas, izveidojot slīpus krastus, sēkļus, pakāpenisku ezera dziļuma maiņu, lai veicinātu biotopisko un bioloģisko daudzveidību (Van Leeuwen et al., 2023). Jāveido veģetācijas zona gan ar hidrofitiem, gan helofītiem, izvairoties no monokultūrām, ņemot vērā ūdens līmeņa svārstības, kas ir tipiskas SPŪO (Ławniczak-Malińska, 2023). Lai kompensētu biotopu zudumu, tiek izvietotas mākslīgas struktūras, piem., peldošas salas, dažādi substrāti (akmeņi utml.), (Salmon et al., 2025). Bieži vien visefektīvākais ir kombinētu pasākumu kopums.

Ūdenskrātuvju un ezeru līmeņa regulēšana - SPŪO SM 11

Pārvaldīt līmeni SPŪO ir sarežģīti, jo ir jāvērtē ne tikai ūdens piegādes, lauksaimniecības, enerģijas, plūdu aizsardzības vajadzības, bet arī ekoloģiskie mērķi (piem., savienojamība ar palu zonu, mitrāju funkcijas, ūdens kvalitāte). Iespējamie paņēmieni ūdens līmeņa paaugstināšanai ietver, piem., slūžu automatizāciju vai ūdens līmeni regulējošo konstrukciju augstuma regulēšanu. Šādi seku mazināšanas pasākumi ir paredzēti, lai atjaunotu ūdens līmeņa svārstību sezonālā, lai atjaunotu ūdens līmeņa svārstību sezonālā,

normalizēt aizturētā ūdens līmeņa svārstības un veicinātu veģetācijas atjaunošanos (Mackay, Gunn, Carvalho, 2022). Lai nodrošinātu labu ūdens līmeņa pārvaldību, svarīga ir integrēta pieeja - jāanalizē zemes lietojuma veids un tā izmaiņas sateces baseinā, lietus ūdeņu notece, augsnes erozija un notekūdeņu piesārņojums (Daus et al., 2021).

Mākslīgie mitrāji - SPŪO SM 12

Mākslīgie mitrāji ir inženiertehniskas sistēmas (virszemes, pazemes (horizontālas, vertikālas) plūsmas, vai kombinēta tipa) - kas atdarina dabisko mitrāju struktūru un funkcijas; to izveide SPŪO vai to tuvumā ir atzīta kā efektīvs dabā balstīts risinājums (angļu val. *nature based solution*) stipri pārveidotu ūdensobjektu (SPŪO) ekoloģiskā potenciāla uzlabošanai bez pilnīgas renaturalizācijas daļēji atjaunot zaudētos hidromorfoloģiskos (piem., ūdens plūsmas samazināšanu, aiztures laika palielināšanu, erozijas samazināšanu - krastu stabilizēšanu, hidroloģisko “ekstrēmu” samazināšanu u.c.) un ekoloģiskos procesus, vienlaikus saglabājot to saimnieciskās funkcijas. Mākslīgie mitrāji fizikālo, ķīmisko un bioloģisko procesu rezultātā uzlabo ūdens kvalitāti, samazina barības vielu (sevišķi slāpekļa un fosfora) slodzi, aiztur suspendētās daļiņas un veicina organisko vielu noārdīšanos. Viens no būtiskākajiem ieguvumiem ir jaunu dzīvotņu izveide, jo SPŪO bieži trūkt seklu piekrastes zonu, palieņu savienojamības un strukturālās daudzveidības. Sekmīgai ilgtspējīgi funkcionējošu mitrāju izveidei ir nepieciešama konkrētajam SPŪO, vietējiem apstākļiem, saimnieciskās darbības veidam un ekspluatācijai pielāgota projektēšana (sevišķi platība un tilpums). Jāņem vērā, ka efektivitātes nodrošināšanai ir nepieciešama regulāra apsaimniekošana (piem., Mitsch & Gosselink 2015; Palmer et al. 2014; PONDERFUL Consortium 2024; Biedrība “Zemnieku saeima” 2022).

16. tabula. Stipri pārveidotu ūdensobjektu hidromorfoloģiskās slodzes radīto seku mazināšanas pasākumu sadalījums pa ezeru tipiem.

Modifikācija	L1 - ļoti sekli dzidrūdēns ezeri ar augstu ūdens cietību	L2 - ļoti sekli brūnūdēns ezeri ar augstu ūdens cietību	Vidēji lielas un lielas upes	R7 - ļoti lielas upes
Polderi	SPŪO SM 8 Virsūdēns ūdensaugu sugu pļaušana un izvākšana SPŪO SM 9 Barības vielu fitrācija SPŪO SM 10 Piekrastes/seklo dzīvotņu uzlabošana			
HES, citas ūdenskrātuves, pārveidoti ezeri	SPŪO SM 10 Piekrastes/seklo dzīvotņu uzlabošana SPŪO SM 11 Ūdenskrātuvju un ezeru līmeņa regulēšana			

HES, citas ūdenskrātuves			SPŪO SM 1 Zivju migrācijas nodrošināšana SPŪO SM 12 Mākslīgie mitrāji	SPŪO SM 1 Zivju migrācijas nodrošināša na SPŪO SM 6 Krastu nostiprināša na ostās ar reljefu materiālu
-----------------------------	--	--	---	---

6. Rekomendācijas nākotnes monitoringam

Ņemot vērā, ka ostu teritorijās upes ir padziļinātas un notiek intensīva kuģu satiksme, apstākļi ir nepiemēroti makrofītu attīstībai. Tādēļ rekomendējams makrofītu monitoringu ostu teritorijās neveikt.

Stipri pārveidotās upēs ekoloģiskā potenciāla novērtējumu pēc makrofītiem rekomendējams veikt, izmantojot makrofītu indeksu upēm MIR LV, bet kvalitātes novērtējumu samazinot par vienu klasi, pamatojoties uz hidromorfoloģiskajiem pārveidojumiem.

Eitrofikācijas neietekmētos stipri pārveidotos ūdensobjektos makrofītu MIR indeksa vidējā vērtība aptuveni atbilst augstākajai vidējas ekoloģiskās kvalitātes robežvērtībai, kas tika pieņemta par maksimālu ekoloģisko potenciālu (MEP). Pārējās robežvērtības tika noteiktas, robežas sadalot līdzīgos intervālos

Novērtējot ekoloģisko potenciālu pēc makrofītiem HES ūdenskrātuvēs ļoti lielajās upēs, rekomendējama kombinētā metode - piekrastes apsekojums 100 m garumā un ne vairāk kā 50 m platumā, fiksējot sastopamās makrofītu sugas un to sastopamību, kā arī veicot maksimālā dziļuma, kādā sastopami makrofīti, mērījumus apsekotajā posmā.

Ekoloģiskā potenciāla novērtējums ezeru SPŪO un ūdenskrātuvēs, kas izveidotas uz vidēji lielām un lielām upēm, jaturpina veikt, izmantojot transektu metodi, kāda tiek izmantota nepārveidotu ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā.

SP upju ŪO (1., 3., 4. un 6. tips) paraugu ievākšanu ieteicams plānot agrāk pavasarī (aprīlī), jo, atliekot paraugu vākšanu uz vēlāku laiku, daļa ekoloģiski jutīgo sugu, piemēram, strautenes, var jau būt izlidojušas. Tas savukārt ietekmē konstatēto dzimtu skaitu, kam ir būtiska nozīme ekoloģiskā potenciāla novērtēšanā.

Ostās, kur krasti ir stāvi un betonēti, makrozoobentosa paraugus ievākt no krasta, izmantojot hidrobioloģisko tīkliņu, to stingri velkot (skrāpējot) gar stāvo mākslīgā substrāta sienu virzienā uz augšu. Ievāc 5 atkārtojumus.

Īpašu nozīmi pievērst invazīvo sugu skaitam ūdenskrātuvēs un ostās.

Mazās ūdenskrātuves (5. ezeru tips) vērtēt tāpat kā dabiskas izcelsmes ezeru SPŪO (1. tipa ezeri).

Testēt 3. tipa upju SPŪO rekomendētās indeksu vērtības un nepieciešamības gadījumā pārstrādāt, jo šī brīža datu apjoms nav pietiekams.

Jāņem vērā, ka SPŪO saraksts nav statisks un laika gaitā var mainīties, tāpēc monitoringa metodes un SPŪO radīto seku mazināšanas pasākumi piemērojami atkarībā no SPŪO tipa.

Literatūra

- Aizsargjoslu likums. <https://likumi.lv/ta/id/42348>
- Allan, J.D. (1995). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall.
- Anonymous. 2004. AQEM European stream assessment program. English Manual, Version 2.3, April 2004.
- Appelberg, M., Bergquist, B. C., Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams - a preliminary approach. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(1), 311-315.
- Apsīte, E., Kļaviņš, M. "Iekšējie virszemes ūdeņi Latvijā". Nacionālā enciklopēdija. <https://enciklopedija.lv/skirklis/26188-iek%C5%A1%C4%93jie-virszemes-%C5%ABde%C5%86i-Latvij%C4%81> (skatīts 26.03.2025)
- Armitage, P.D. Moss, J.F. Wright, M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*. Vol. 17(3): 333-347.
- Baláži, P., Hrivnák, R., Ot'ahelová, H. 2014. The relationship between macrophyte assemblages and selected environmental variables in reservoirs of Slovakia examined for the purpose of ecological assessment. *Pol. J. Ecol.* 62: 541-558.
- Biedrība "Zemnieku saeima". 2022. Zaļās infrastruktūras elementu ieviešanas efektivitāte un ekonomiskais novērtējums. LIFE GoodWater IP, Rīga, 46 lpp.
- Briers, R. A., Gee, J. H. 2004. Riparian forestry management and adult stream insects. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(3), 545-549.
- Caffrey, J.M., Monahan, C., Tierney, D. 2006. Factors influencing the distribution of aquatic plant communities in Irish canals. *Hydrobiologia* 570, 133–139. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0172-6>
- Carluer, N., Leblanc, B., De Menthiere, N., Augeard, B., Donnars, C., Babut, M., ... and Usseglio-Polatera, P. 2016. Cumulative impact of reservoirs on the aquatic environment: Collective scientific expertise-Full report+ Report synthesis, May 2016+ To understand in order to act, November 2017.
- CIS Guidance Document No. 4, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies Produced by Working Group 2.2 – HMWB. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003: 109 p.
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A., and Wilson, A. E. 2013. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge*, 4(4), 10.

Commission Staff Working Document, European Overview. 2012. (1/2) Accompanying the Document: “Report From the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans”.

Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) 2003. Guidance Document No 4 Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies Produced by Working Group 2.2 – HMWB.

Denys, L., Van Wichelen, J., Packet, J., Louette, G. 2014. Implementing ecological potential of lakes for the Water Framework Directive—Approach in Flanders (northern Belgium). *Limnologica*, 45: 38-49.

Druvietis, I. 1997. Aļģes kā ekoloģiskā stāvokļa rādītājas Latvijas ūdenstilpēs. Promocijas darba kopsavilkums par publicēto zinātnisko rakstu sēriju. LU, Bioloģijas institūts, 102 lpp.

Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīva 2000/60/EK (2000. gada 23. oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā

Erba, S., Terranova, L., Cazzola, M., Cason, M., Buffagni, A. 2019. Defining Maximum Ecological Potential for heavily modified lowland streams of Northern Italy. *Science of The Total Environment*, 684: 196-206.

Gantes, H. P., Caro, A. S. 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany* 70: 225–236.

Habets, F., Molénat, J., Carluer, N., Douez, O., Leenhardt, D. 2018. The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *Science of the Total Environment*, 643, 850-867

Hachoł, J., Bondar-Nowakowska, E. 2012. Tendencies in the Development of Hydromacrophytes after the Completion of Regulatory and Maintenance Works in a River Bed. *Ecological Chemistry and Engineering* 19(9), 997–1013.

Hachoł, J., Bondar-Nowakowska, E. 2017. Vulnerability of the biological elements of river bed ecosystem on regulatory works. *Journal of Ecological Engineering* 18(2), 51-56. <https://doi.org/10.12911/22998993/67503>

Hachoł, J., Bondar-Nowakowska, E., Nowakowska, E. 2019. Factors Influencing Macrophyte Species Richness in Unmodified and Altered Watercourses. *Polish Journal of Environmental Studies* 28(2): 609-622.

Halleraker, J. H., Van De Bund, W., Bussettini, M., Gosling, R., Döbbelt-Grüne, S., Hensman, J., ... and Pollard, P. 2016. Working Group ECOSTAT Report on Common Understanding of Using Mitigation Measures for Reaching Good Ecological Potential for Heavily Modified Water Bodies—Part 1: Impacted by Water Storage. *Ispra: JRC*, 104.

Haslam, S. M. 2006. River Plants: The Macrophytic Vegetation of Watercourses (2nd revised edition). Cambridge University Press, Cambridge, 438 p.

Holmes, N. T. H. 1996. The use of riverine macrophytes for the assessment of trophic status: review of 1994/95 data and refinements for future use. A report to the National Rivers Authority, National Rivers Authority Region, Peterborough.

Ignatius, A. R., Rasmussen, T. C. 2016. Small reservoir effects on headwater water quality in the rural-urban fringe, Georgia Piedmont, USA. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 8, 145-161.

Irz, P., Odion, M., Argillier, C. et al. 2006. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: can natural systems help define the ecological potential of reservoirs?. *Aquatic Science*, 68, 109–116 <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0812-3>

Jurik, L., Húska, D., Halászová, K., Bandlerová, A. 2015. Small water reservoirs—sources of water or problems? *Journal of Ecological Engineering*, 16(4), 22-28.

Kail, J., Brabec, K., Poppe, M., & Januschke, K. 2015. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 58, 311-321.

Kaluža, T., Radecki-Pawlik, A., Szoszkiewicz, K., Plesiński, K., Radecki-Pawlik, B., Laks, I. 2018. Plant basket hydraulic structures (PBHS) as a new river restoration measure. *Science of the total environment*, 627, 245-255.

Kļaviņš, M., Cimdiņš, P. 2004. Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 204 lpp.

Kolada, A., Hellsten, S., Kanninen, A., Søndergaard, M., Dudley, B., Nöges, P., Ott, I., Ecke, F., Mjelde, M., Bertrin, V., Davidson, T., Harm, D. 2009. Overview and comparison of macrophyte survey methods used in European countries and a proposal of harmonized common sampling protocol to be used for WISER uncertainty exercise including a relevant common species list. 10.13140/RG.2.1.1177.1767.

Kutyła, S., Kolada, A., Ławniczak-Malińska, A. 2025. Hydromorphological pressure explains the status of macrophytes and phytoplankton less effectively than eutrophication but contributes to water quality deterioration. *Water Research*, 268, 122669.

Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija. 2016. Atskaite par līgumdarbu “Latvijas upju un ezeru bioloģiskās novērtēšanas metožu un biogēno elementu normatīvu starpvalstu saskaņošanas pabeigšana”, Salaspils, 73 lpp.

Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. 2021. Stipri pārveidotu un mākslīgu ūdensobjektu noteikšanas pārskatīšana 3. cikla UBAP izstrādes laikā.

Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. 2024. Ekoloģiskā caurplūduma noteikšanas metodika, 24 lpp.

https://videscentrs.lv/gmc.lv/files/Udens/Noderiga_informacija/ECOFLOW_metodika_2024_v2.pdf

Marttunen, M., Hellsten, S. 2003. Heavily modified waters in Europe: a case study of Lake Kemijärvi, Finland. Finnish Environment Institute.

Matyas, A. L., Lafont, M., Lapuszek, M., Poulard, C. 2009. Alleviating effects of technical training of mountainous rivers and streams in urban areas. *Infrastructure and Ecology of Rural Areas*, 9, 241-251.

Ministru kabineta 2004. gada 19. oktobra noteikumi Nr. 858 "Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību". <https://likumi.lv/ta/id/95432>

Mischke, U., Belkinova, D., Birk, S., Borics, G., Garbea, R., Hlubikoba, D., Jekabsone, J., Opatrilova, L., Panek, P., Picinska-FaÅ, tynowicz, J., Piirso, K., Placha, M., Rotaru, N., Stankeviciene, J., Stankovic, I., Van Wichelen, J., Varbiro, G., Virbickas, T. Wolfram, G. 2018. Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe: Biological Quality Element: Phytoplankton, Poikane, S. editor(s), EUR 29337 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-92970-0, doi:10.2760/33734, JRC112691.

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. 2015. *Wetlands* (5th ed.). John Wiley & Sons.

Ozolins, D., Skuja, A. 2016. Fitting the new Latvian Macroinvertebrate Index (LMI) for rivers to the results of the Central-Baltic Geographical Intercalibration Group. Institute of Biology, University of Latvia: Salaspils, Latvia, 20.

Ozoliņš, D., Skuja, A., Jekabsone, J., Kokorite, I., Avotins, A., and Poikane, S. 2021. How to assess the ecological status of highly humic lakes? Development of a new method based on benthic invertebrates. *Water*, 13(2), 223.

Misteli, B., Pannard, A., Aasland, E., Harpenslager, S. F., Motitsoe, S., Thiemer, K., ... & Thiébaud, G. 2023. Short-term effects of macrophyte removal on aquatic biodiversity in rivers and lakes. *Journal of environmental management*, 325, 116442.

Moss, B. 2008. The kingdom of the shore: achievement of good ecological potential in reservoirs. *Freshwater Reviews*, 1(1), 29-42.

Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību. Pieņemts: 19.10.2004.

Ondiviela, B., Gómez, A. G., Puente, A., Juanes, J. A. 2013. A pragmatic approach to define the ecological potential of water bodies heavily modified by the presence of ports. *Environmental science & policy*, 33, 320-331.

Paal, J., Trei, T., Viik, M. 2007. Vegetation of Estonian watercourses, III. Drainage basins of the Moonsund Sea, the Gulf of Riga and Saaremaa Island. *Annali Botanica Fennici* 44: 321–344.

Palmer, M. A., et al. 2014. Ecological restoration of streams and rivers: Shifting strategies and shifting goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 247–269.

Phillips, G., Jekabsone, J., Barda, I., Purina, I. 2015. On fitting Latvian Lake phytoplankton index, selected for the evaluation of the ecological quality of Latvian Lake waterbodies to the results of the Central-Baltic geographical intercalibration group. Report. 1 -16.

Poff, N. L., Zimmerman, J. K. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater biology*, 55(1), 194-205.

Poikane, S. (ed.) 2009. Water Framework Directive Intercalibration technical report. Part 2. Lakes. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, EUR 23838 EN/2 – 2009.

Poikane, S., Birk, S., Böhmer, J., Carvalho, L., de Hoyos, C., Gassner, H., Hellsten, S., Kelly, M., Solheim, A. L., Olin, M., Pall, K., Phillips, G., Portielje, R., Ritterbusch, D., Sandin, L., Schartau, A.-K. Solimini, A. G., van den Berg, M., Wolfram, G., van de Bund, W. 2015. A hitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. *Ecological Indicators*, 52: 533-544.

Poikane, S., Ritterbusch, D., Argillier, C., Białokoz, W., Blabolil, P., Breine, J., ... and Virbickas, T. 2017. Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Science of the total environment*, 586, 502-511.

PONDERFUL Consortium. 2024. *Deliverable D1.6 – Overcoming policy/financial/social/economic barriers to pondscape NBS for climate change mitigation and adaptation, delivery of other services, and biodiversity conservation – A synthesis and final PONDERFUL Framework*. Pond Ecosystems for Resilient Future Landscapes in a Changing Climate. Publisher. URL: <https://www.ecologic.eu/sites/default/files/publication/2025/33005-PONDERFUL-overcoming-barriers-to-pondscape-nbs-pond-ecosystems.pdf>

Preston, C.D., Croft, I. M. 2001. *Aquatic Plants in Britain and Ireland*. Harley Books, 249 p.

Ritterbusch, D., Argillier, C., Arle, J., Białokoz, W., Birzaks, J., Blabolil, J., Breine, J., Draszkiwicz-Mioduszewska, H., Jaarsma, N., Karotki, I., Krasucka, S., Krause, T., Kubečka, J., Lauridsen, T., Logez, M., Maire, A., Palm, A., Peirson, G., Poikane, S., Říha, M., Szlakowski, J., Tresp H. 2007. Spatial and environmental effects on hydrophytic macrophyte occurrence in the Upper Rhine floodplain (Germany). *Hydrobiologia* 586: 167–177.

Ritterbusch, D., Argillier, C., Arle, J., Białokoz, W., Birzaks, J., Blabolil, J., Breine, J., Draszkiwicz-Mioduszewska, H., Jaarsma, N., Karotki, I., Krasucka, S., Krause, T., Kubečka, J., Lauridsen, T., Logez, M., Maire, A., Palm, A., Peirson, G., Poikane, S., Říha, M., Szlakowski, J.,

Virbickas, T. 2016. Central Baltic Lake Fish Intercalibration Group Results of the Intercalibration Process. Water Framework Directive Intercalibration Technical Reports. European Union, Luxembourg.

Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A. W., Muhar, S., Paillex, A., ... & Wolter, C. 2016. Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia*, 769(1), 67-78.

Schmutz, Mielach, C. 2013. Measures for ensuring fish migration at transversal structures. Technical paper. ICPDR, P. 50

Solheim, A.L., Feld, C.K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N., Søndergaard, M., Hellsten, S., Kolada, A., Mjelde, M., Bohmer, J., Miler, O., Pusch, M.T., Argillier, C., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Poikane, S. 2013. Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* 704, 57–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1436-y>.

SPŪO, 2015. Stipri pārveidotu ūdensobjektu noteikšana. SIA "ISMADE", 11/20/2015, 135 lpp. Pieejams:

https://www.varam.gov.lv/sites/varam/files/data_content/2_1_sp_un_maksligie_udensobjekti.pdf

Šķiņķis, C. 1992. Hidromeliorācijas ietekme uz dabu. Rīga, Zinātne, 299 lpp.

Trichkova, T., Tyufekchieva, V., Kenderov, L., Vidinova, Y., Botev, I., Kozuharov, D., Hubenov, Z., Uzunov, Y., Stoichev, S., Cheshmedjiev, S. 2013. Benthic Macroinvertebrate Diversity in Relation to Environmental Parameters, and Ecological Potential of Reservoirs, Danube River Basin, North-West Bulgaria. *Acta zool. bulg.*, 65 (3): 337-348.

Ūdens apsaimniekošanas likums. Pieņemts: 12.09.2002. LR Saeima.

Urtāns, A. V. (red.) 2017. Aizsargājamo biotopu saglabāšanas vadlīnijas Latvijā. II Upes un ezeri. Dabas aizsardzības pārvalde, Sigulda.

Veidmane, K., Brēmere, I. (red.) 2018. Rokasgrāmata par videi draudzīgu elementu ierīkošanu meliorācijas sistēmās. Zemgales plānošanas reģions, Jelgava, 96 lpp.

Virbickas, T. 2016. Central Baltic Lake Fish Intercalibration Group Results of the Intercalibration Process. Water Framework Directive Intercalibration Technical Reports. European Union, Luxembourg.

Voulvoulis, N., Arpon, K. D., Giakoumis, T. 2017. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575, 358-366.

Wengrat, S., Bennion, H., Ferreira, P. A. D. L., Figueira, R. C. L., Bicudo, D. C. 2019. Assessing the degree of ecological change and baselines for reservoirs: challenges and implications for management. *Journal of Paleolimnology*, 62, 337-357.

Zaborowski, S., Kałuża, T., Jusik, S., 2023. The Impact of Spontaneous and Induced Restoration on the Hydromorphological Conditions and Macrophytes, Example of Flinta River. *Sustainability (Switzerland)* 15. doi:10.3390/su15054302

Noteicēju piemēri bentisko bezmugurkaulnieku noteikšanai

Glöer, P., Meier-Brook, C. 1998. Süßwassermollusken. – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 12, Erweiterte Auflage, 136.

Edington, J. M., Hildrew, A. G. 1995. Caseless Caddis Larvae (Trichoptera). A Revised Key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles, with Notes on their Ecology, SP 53, 134.

- Macan, T. T. 1977 (reprinted 1994). *Gastropods. A Key to the British Fresh and Brackish-Water Gastropods, with Notes on their Ecology*, Fourth edition, SP 13, 46.
- Savage, A. A. 1999. Larval Corixidae. *Keys to the Larvae of British Corixidae*, SP 57, 56.
- Elliott, J. M., Humpesch, U. H., Macan, T. T. 1988. *Larvae of the British Ephemeroptera: a Key with Ecological Notes*, SP 49, 145.
- Elliott, J. M. 1996. Alderflies, Lacewings and Spongflies. *British Freshwater Megaloptera and Neuroptera: a Key with Ecological Notes*, SP 54, 69.
- Cranston, P. S. 1982. Orthocladiinae Larvae (Chironomidae). *A Key to the Larvae of the British Orthocladiinae (Chironomidae)*, SP 45, 152.
- Mundy, S. P. 1980. *Bryozoans. A Key to the British and European Freshwater Bryozoans*, SP 41, 31.
- Gledhill, T., Sutcliffe D. W., Williams W. D. 1993. *Malacostracan Crustaceans. British Freshwater Crustacea Malacostraca: a Key with Ecological Notes*, SP 52, 176.
- Hynes, H. B. N. 1977 (reprinted 1993). *Stoneflies. A Key to the Adults and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera), with Notes on their Ecology and Distribution*, Third edition, SP 17, 92.
- Wallace, I. D., Wallace, B., Philipson, G. N. 1990. *Case-bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland (Trichoptera)*. SP 51, 229.
- Lillehammer, A. 1998. *Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica*, 21.
- Nilsson, A. (ed.) 1996. *Aquatic Insects of North Europe. Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Megaloptera, Neuroptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera*. Vol. 1., 274.
- Nilsson, A. (ed.) 1997. *Aquatic Insects of North Europe. Odonata and Diptera*. Vol. 1., 440.

PIELIKUMS

1.-1. pielikums

Makrozoobentosa paraugošanas protokols upēm un ezeriem

MAKROZOOBENTOSA PARAUGOŠANAS PROTOKOLS Nr. _____

LVS EN ISO 10870:2012
SM 10500: 2017

Parauga ņemšanas mērķis:

Parauga ņemšanas plāns:

Datums:

Parauga ņemšanas
laiks

Ģeogrāfiskais platums

Ģeogrāfiskais garums

ŪDENSOBJEKTA VEIDS

Stāvoši ūdeņi	Tekoši ūdeņi

Parauga ņemšanas vieta, ūdensobjekta kods	Trauka Nr.	Lab. ident. Nr.

Parauga ņemšanas atkārtojumu skaits	Parauga ņemšanas attālums no krasta, m	Parauga ņemšanas dziļums, m

LIETOTĀS PARAUGU ŅEMŠANAS IERĪCES: Skrāpis ar tīklu (tīkla rāmja izmērs 0,25 x 0,25 m; "acu" izmērs 0,5mm)

PARAUGA KONSERVĒŠANAS PAŅĒMIENS: Etilspirts, 96%

TILPUMS/TRAUKA VEIDS: IL/plastmasa

Konstatētās makrozoobentosa sugas lauku apstākļos:	Daudzums

1.-2. pielikums
Makrozoobentosa paraugošanas protokols upēm un ezeriem

PARAUGA ŅEMŠANAS VIETAS APRAKSTS

Grunts tips:										
%	akmeņi	detrits	dūņas	dūņaina smilts	lieli akmeņi	grants	māls	oļi	rupja smilts	smilts
0-10										
10-25										
25-50										
>50										

Cilvēka darbības tips:	Krastu noēnojums:	Straumes ātrums:
lauksaimniecība	pilnīgs (100-70)%	lēna (<0,1 m/s)
rezervāts	daļējs (70-50)%	vienmērīga
rūpnieciskā	nenozīmīgs (50- 0)%	ātra
iedzīvotāju nav		stāvoša ūdenstilpe
Ūdens virsma:	Krastu veģetācija:	Krasti:
tīra	lakstaugi	stāvi, augsti
"ziedēšana"	krūmi	lēzeni
naftas plankumi	koki	zemi
Gultnes struktūra:	Krastu stāvoklis:	Ūdens līmenis:
cieta	stabils	paaugstināts
mīksta	nestabils	pazemināts
		neizmainīts

Upes platums (m)	0-1	1-5	5-10	>10	Upes dziļums (m)	0-0,3	0,3-1	1-1,5	>1,5

Papildus informācija:

Atbildīgais par paraugu ņemšanu (amats, v., uzvārds, paraksts):

2. pielikums

Makrofitu lauka protokols upēm un HES ūdenskrātuvēm (2. lpp. - sugu sastāvs sastopamība)

Biopu rāsturojošās sugas (aizpilda 100m garam posmam (transekstei)). Vērtē projektīvo segumu apsekotajā posmā no spogu virsmas 9 ballu skalā, kur "1" - viens vai daži augu eks.; "2" - (0,1% - 1%); "3" - (>1% - 2,5%); "4" - (2,6% - 5%); "5" - (>5% - 10%); "6" - (>10% - 25%); "7" - (>25% - 50%); "8" - (>50% - 75%); "9" - >75%.

Upes hidroloģiskais režīms (% no posma garuma) Sākuma koordināta X _____ Beigu koordināta X _____
 Straujtece: strāmes ātrums > 0,2 m/s % Sākuma koordināta Y _____ Beigu koordināta Y _____
 Lēniece: strāmes ātrums < 0,2 m/s % _____

Aizaugums ar makrofitiem (kopējais projektīvais segums) _____ % t.sk. **Aizaugums ar makrofitiem bez indikatoru sūgām, kas norāda uz labu ekoloģisko stāvokli (bez ūdenssūnām,**

Virsūdens augi (H), %	Pelēdņu augi (N), %	Legumnie augi (E), %
<i>Alģes</i>	<i>Batrachospermum spp.</i>	<i>Cladophora spp.</i>
	<i>Hildenbrandia rivularis</i>	<i>Chara spp.</i>
	<i>Chlorophyta</i>	Cits _____
<i>Sūnas</i>	<i>Fontinalis antipyretica</i>	<i>Fissidens arnoldii</i>
<i>Leptodictyum riparium</i>	<i>Fontinalis hypnoides</i>	<i>Platyhypnidium riparioides</i>

Vaskulārie augi (attieciņā atzīmē augu formu ar H - helofīts, N - nimfeids, E - eloids un projektīvo segumu), retās un aizsargājamās sugas izcētas trekņrakstā, ar pelēku iezīmētās sugas sastopamas lēnī tekošās ūdenstecēs (strāmes ātrums < 0,20 m/sek), pasvītrotas straujām, ritāla upēm raksturīgās augu sugas.

	H	N	E		H	N	E		H	N	E
<i>Acorus calamus</i>				<i>Hydrocharis morsus - ranae</i>				<i>Potamogeton natans</i>			
<i>Alisma plantago - aquatica</i>				<i>Iris pseudacorus</i>				<i>Potamogeton obtusifolius</i>			
<i>Batrachium*</i>				<i>Lemma gibba</i>				<i>Potamogeton pectinatus</i>			
<i>Batrachium circinatum</i>				<i>Lemma minor</i>				<i>Potamogeton perfoliatus</i>			
<i>Batrachium trichophyllum</i>				<i>Lemma trisulca</i>				<i>Potamogeton praelongus</i>			
<i>Berula erecta</i>				<i>Lysimachia vulgaris</i>				<i>Potamogeton pusillus</i>			
<i>Butomus umbellatus</i>				<i>Naumburgia thyrsoflora</i>				<i>Ranunculus lingua</i>			
<i>Calla palustris</i>				<i>Mentha aquatica</i>				<i>Ranunculus sceleratus</i>			
<i>Callitriche*</i>				<i>Menyanthes trifoliata</i>				<i>Rorippa amphibia</i>			
<i>Callitriche*</i>				<i>Myosotis scorpioides</i>				<i>Sagittaria sagittifolia</i>			
<i>Carex acuta</i>				<i>Myriophyllum spicatum</i>				<i>Scirpus lacustris</i>			
<i>Carex acutiformis</i>				<i>Myriophyllum verticillatum</i>				<i>Scirpus sylvaticus</i>			
<i>Carex riparia</i>				<i>Nuphar lutea</i>				<i>Scolochloa festucacea</i>			
<i>Carex rostrata</i>				<i>Nymphaea*</i>				<i>Stium latifolium</i>			
<i>Carex vesicaria</i>				<i>Oenanthe aquatica</i>				<i>Sparganium emersum</i>			
<i>Cardamine amara</i>				<i>Phalaroides arundinacea</i>				<i>Sparganium erectum</i>			
<i>Ceratophyllum demersum</i>				<i>Phragmites australis</i>				<i>Sparganium microcarpum</i>			
<i>Cicuta virosa</i>				<i>Polygonum amphibium</i>				<i>Sparganium*</i>			
<i>Eleocharis palustris</i>				<i>Potamogeton alpinus</i>				<i>Spirodela polyrrhiza</i>			
<i>Elodea canadensis</i>				<i>Potamogeton bertholdii</i>				<i>Stratiotes aloides</i>			
<i>Equisetum fluviatile</i>				<i>Potamogeton compressus</i>				<i>Typha angustifolia</i>			
<i>Glyceria fluitans</i>				<i>Potamogeton crispus</i>				<i>Typha latifolia</i>			
<i>Glyceria maxima</i>				<i>Potamogeton friesii</i>				<i>Utricularia vulgaris</i>			
<i>Hippuris vulgaris</i>				<i>Potamogeton gramineus</i>				<i>Veronica anagallis - aquatica</i>			
<i>Hottonia palustris</i>				<i>Potamogeton lucens</i>				<i>Veronica beccabunga</i>			

3. pielikums

Makrofitu lauka protokols ezeriem

Ūdensaugu joslu platums un sastopamības dziļums ezerā (m)			
Viršūdens augu josla (helofīti)	Peldlapu (nimfeīdi) un brīvi peldošo (lemnīdi) augu josla	Iegrīmušo augu josla (elodeīdi, harofīti, izoetīdi, ūdenssūnās)	
Sastopamības dziļums	Sastopamības dziļums	Sastopamības dziļums	
Makrofitu sugas un to sastopamība			
Sugu sastopamība ballēs: 1 - ļoti reti (<1%), 2 - reti (1 - 3%), 3 - diezgan reti (3 - 10%), 4 - nereti (10-25%), 5 - diezgan bieži (25-50%), 6 - bieži (50-75%), 7 - ļoti bieži (75-100%). Retās un īpaši aizsargājamās sugas atzīmētas treknrakstā			
Vaskulārie augi			
<i>Acorus calamus</i>	<i>Hydrilla verticillata</i>	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	
<i>Alisma granineum</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	
<i>Batrachium circinatum</i>	<i>Isoetes lacustris</i>	<i>Potamogeton praelongus</i>	
<i>Batrachium eradicatum</i>	<i>Juncus bulbosus</i>	<i>Potamogeton pusillus</i>	
<i>Batrachium trichophyllum</i>	<i>Leersia oryzoides</i>	<i>Potamogeton rutilus</i>	
<i>Batrachium spp.</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Potamogeton sturrockii</i>	
<i>Berula erecta</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>Potamogeton trichoides</i>	
<i>Butomus umbellatus (H/E)</i>	<i>Limosella aquatica</i>	<i>Potamogeton</i>	
<i>Callitriche cophocarpa</i>	<i>Littorella uniflora</i>	<i>Ranunculus lingua</i>	
<i>Callitriche hermaphrodita</i>	<i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Ranunculus reptans</i>	
<i>Callitriche palustris</i>	<i>Meyanthes trifoliata</i>	<i>Rorippa amphibia</i>	
<i>Callitriche spp.</i>	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Sagittaria sagittifolia (H/N/E)</i>	
<i>Carex acuta</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Scheuchzeria palustris</i>	
<i>Carex acutiformis</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Scirpus lacustris (H/E)</i>	
<i>Carex elata</i>	<i>Najas marina</i>	<i>Scirpus radicans</i>	
<i>Carex lasiocarpa</i>	<i>Najas</i>	<i>Scirpus tabernaemontani</i>	
<i>Carex limosa</i>	<i>Naumburgia thyrsiflora</i>	<i>Scolochloa festucacea</i>	
<i>Carex riparia</i>	<i>Nuphar lutea (N/E)</i>	<i>Sium latifolium</i>	
<i>Carex rostrata</i>	<i>Nuphar pumila (N/E)</i>	<i>Sparganium angustifolium</i>	
<i>Carex</i>	<i>Nymphaea alba (N/E)</i>	<i>Sparganium emersum (H/N)</i>	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Nymphaea candida (N/E)</i>	<i>Sparganium erectum</i>	
<i>Ceratophyllum submersum</i>	<i>Nymphaea spp. (N/E)</i>	<i>Sparganium granineum</i>	
<i>Cladium mariscus</i>	<i>Oenanthe aquatica</i>	<i>Sparganium microcarpum</i>	
<i>Elatine hydropiper</i>	<i>Phalaroides arundinaceae</i>	<i>Sparganium minimum</i>	
<i>Eleocharis acicularis (H/E)</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Sparganium spp.</i>	
<i>Eleocharis mamillata</i>	<i>Polygonum amphibium (H/N)</i>	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	
<i>Eleocharis multicaulis</i>	<i>Potamogeton acutifolius</i>	<i>Stratiotes aloides</i>	
<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Potamogeton alpinus</i>	<i>Subularia aquatica</i>	
<i>Eleocharis unigumis</i>	<i>Potamogeton bertholdii</i>	<i>Typha angustifolia</i>	
<i>Eleocharis spp.</i>	<i>Potamogeton compressus</i>	<i>Typha latifolia</i>	
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Potamogeton crispus</i>	<i>Utricularia australis</i>	
<i>Equisetum fluvatile</i>	<i>Potamogeton filiformis</i>	<i>Utricularia intermedia</i>	
<i>Glyceria fluitans (H/N)</i>	<i>Potamogeton friesii</i>	<i>Utricularia minor</i>	
<i>Glyceria maxima</i>	<i>Potamogeton gramineus (N/E)</i>	<i>Utricularia vulgaris</i>	
<i>Hippuris vulgaris (H/E)</i>	<i>Potamogeton lucens</i>	<i>Utricularia spp.</i>	
<i>Hottonia palustris</i>	<i>Potamogeton natans</i>	<i>Zanichellia palustris</i>	
Mieturalģes			
<i>Chara aspera</i>	<i>Chara rudis</i>	<i>Nitella gracilis</i>	
<i>Chara contraria</i>	<i>Chara strigosa</i>	<i>Nitella mucronata</i>	
<i>Chara filiformis</i>	<i>Chara tomentosa</i>	<i>Nitella opaca</i>	
<i>Chara globularis</i>	<i>Chara virgata</i>	<i>Nitella syncarpa</i>	
<i>Chara hispida</i>	<i>Chara vulgaris</i>	<i>Nitella tenuissima</i>	
<i>Chara intermedia</i>	<i>Nitella confervacea</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	
<i>Chara polyacantha</i>	<i>Nitella flexilis</i>	<i>Tolypella prolifera</i>	
Ūdenssūnās			
<i>Calliergon giganteum</i>	<i>Fontinalis dalecarlica</i>	<i>Sphagnum contortum</i>	
<i>Calliergon megalophyllum</i>	<i>Fontinalis hypnoides</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	
<i>Calliergonella cuspidata</i>	<i>Hamatocaulis lapponicus</i>	<i>Sphagnum fallax</i>	
<i>Chiloscyphus pallescens</i>	<i>Leptodictyum riparium</i>	<i>Sphagnum magellanicum</i>	
<i>Drepanocladus aduncus</i>	<i>Platyhypnidium riparioides</i>	<i>Sphagnum riparium</i>	
<i>Drepanocladus longifolius</i>	<i>Riccardia chamaedryfolia</i>	<i>Warnstorfia exaristata</i>	
<i>Drepanocladus polygamus</i>	<i>Riccia fluitans</i>	<i>Warnstorfia fluitans</i>	
<i>Drepanocladus sendmeri</i>	<i>Ricciocarpos natans</i>	<i>Warrstorfia trichophylla</i>	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	<i>Scorpidium scorpioides</i>	<i>Chlorophyta</i>	

4. pielikums

Makrofitu lauka protokols ezeriem, transektes anketa

Eksperta V.Uzvārds	Datums	Ezera nosaukums	Trans. ID	sākuma: X	Y
				beigu: X	Y

Makrofitu monitoringa transektes anketa

Zemes lietojuma veids krastā (atbilstošo apvelk)	Mežs	Koku josla	Atsevišķi koki	Kalcirte Krūmājs	Atsevišķi krūmi	Aramzeme	
	Sūnu p.	Pārejas p.	Zāļu p.	Sīkšņa	Bīvas niedru audzes	Betaine	Cīts:
	Pilsētas apbūve	Ciema apb.	Viensētas apb.	Rekreāc. terit.:	labiek.	neiek.	

Grunts sastāva raksturojums				Litorāles slīpums			
1-reti (<10%); 2- daudz (10-50%); 3-dominē (>50%)							
< vai = 1m	>1			< vai = 1m	>1	< 1 m	>1m
Akmeņi, grants			Detrits			Lēzens	
Māls, smilšmāls			Dūņas			Slīps	
Smiltis			Sapropelis			Stāvs	
Kūdra						Noņojums (1 - nav; 2 - neliels (līdz 33%); 3 - liels (>33%))	

Veģetācijas joslu raksturojums

	max. dziļums, m	platums, m		vērtē aizaugumu ballēs no 1 līdz 7		
Virsūdens augu josla				Pavedienveidīgās zālāļes	Elofeīdi	Lemņi
Peldlapu augu josla				Harofīti	Izoetīdi	Nimfeīdi
Iegrīmušo augu josla						Helofīti

Sugu sastopamība klasēs ezerā: 1. klase - ļoti reti (<1%), 2. klase - reti (1 - 3%), 3. klase - diegan reti (3 - 10%), 4. klase - nereti (10-25%), 5. klase - diezgan bieži (25-50%), 6. klase - bieži (50-75%), 7. klase - ļoti bieži (75-100%).

suga	dziļuma zona (vērtē sastopamības klasēs)				suga	dziļuma zona (vērtē sastopamības klasēs)			
	<1	1-2	2-4	>4		<1	1-2	2-4	>4
<i>Acorus calamus</i>					<i>Potamogeton gramineus</i> (N/E)				
<i>Alisma plantago-aquatica</i>					<i>Potamogeton lucens</i>				
<i>Batrachium circinatum</i>					<i>Potamogeton natans</i>				
<i>Butomus umbellatus</i> (H/E)					<i>Potamogeton pectinatus</i>				
<i>Callitriche</i> *					<i>Potamogeton perfoliatus</i>				
<i>Carex acuta</i>					<i>Potamogeton praelongus</i>				
<i>Carex elata</i>					<i>Potamogeton rutilus</i>				
<i>Carex lasiocarpa</i>					<i>Potamogeton</i> *				
<i>Carex limosa</i>					<i>Ranunculus lingua</i>				
<i>Carex rostrata</i>					<i>Ranunculus reptans</i>				
<i>Carex</i> *					<i>Sagittaria sagittifolia</i> (H/N/E)				
<i>Ceratophyllum</i> *					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Cicuta virosa</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Cladium mariscus</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Eleocharis acicularis</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Eleocharis palustris</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Eleocharis</i> *					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Elodea canadensis</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Equisetum fluviatile</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Glyceria fluitans</i> (H/N)					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Glyceria maxima</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Hydrilla verticillata</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Isoetes</i> *					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Lemna minor</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Lemna trisulca</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Littorella uniflora</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Lythrum salicaria</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Lysimachia vulgaris</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Menyanthes trifoliata</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Myriophyllum spicatum</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Myriophyllum verticillatum</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Najas</i> *					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Naumburgia thyrsiflora</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Nuphar lutea</i> (N/E)					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Nuphar pumila</i> (N/E)					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Nymphaea</i> (N/E)					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Phalaroides arundinacea</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Phragmites australis</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Polygonum amphibium</i> (H/N)					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Potamogeton compressus</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Potamogeton crispus</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Potamogeton filiformis</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				
<i>Potamogeton friesii</i>					<i>Scirpus lacustris</i> (H/E)				