

PĒTĪJUMA ATSKAITE

Labklājības ieguvumi Latvijas iedzīvotājiem no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai un aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas

Atskaite Latvijas vides aizsardzības fonda finansētam projektam "Datu ieguves pētījumu veikšana un nacionālās metodikas izstrāde upju aizsprostu radīto slodžu samazināšanas pasākumu sociālekonomiskai novērtēšanai un izmaksu-efektīvu pasākumu pamatošanai" (DAT-MET)

Projekta Nr. 1-08/65/2024

Līguma Nr. VSIA LVĢMC 2024/34



Rīgā, 2025

Sagatavoja: SIA AKTiivs (Reģistrācijas Nr. 40003697993)



Ekonomiskā pētniecība un konsultācijas ūdeņu un bioloģiskās daudzveidības aizsardzībai



Satura rādītājs

1. Ievads	4
2. Pētījuma uzdevumi	5
1.1. Aizsprostu un to radīto slodžu samazināšanas pasākumu vides un sociālekonomiskās ietekmes	5
1.2. Pētījuma uzdevumi	6
3. Metodoloģija labklājības ieguvumu monetārai novērtēšanai	6
3.1. Labklājības ieguvumi no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai	6
3.2. Labklājības ieguvumi no aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas, īstenojot pasākumus.....	7
3.2.1. Monetārās novērtēšanas metode	7
3.2.2. Monetārajā novērtēšanā iekļautie scenāriji	8
3.2.3. Statistiskās analīzes (ekonometriskās modelēšanas) pieeja	12
4. Datu ievākšanas instrumenta izstrāde	13
5. Datu ievākšanas pieeja un izlases raksturojums	19
6. Latvijas iedzīvotāju iekšzemes ūdeņu izmantošana atpūtai pie ūdeņiem	23
7. Labklājības ieguvumi no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai pie ūdeņiem	28
7.1. Rekreācijas ieguvumi iekšzemes ūdeņu izmantotājiem no atpūtas pie ūdeņiem	28
7.2. Atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no apmeklētā ūdenstilpes veida	29
7.3. Atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no aizstājēj-labumu pieejamības	29
7.4. Atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no ceļošanas attāluma līdz apmeklētajai vietai atpūtai pie ūdeņiem	30
7.5. Nacionālie rekreācijas ieguvumi no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai	30
7.6. Rekreācijas ieguvumu novērtēšana lokālām teritorijām.....	31
8. Labklājības ieguvumi no aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu stāvokļa uzlabošanas, īstenojot papildu pasākumus	32
8.1. Latvijas iedzīvotāju personīgā pieredze ar aizsprostu negatīvajām ietekmēm un uzskati par papildu pasākumu ieviešanas nozīmību.....	32
8.2. "Vēlēšanās maksāt" par papildu pasākumu ieviešanu aizsprostu ietekmēto upju stāvokļa uzlabošanai.....	35
8.3. "Vēlēšanās maksāt" vērtību atšķirību ietekmējošie faktori	41
8.4. Sabiedrības labklājības ieguvumi no papildu pasākumu scenārijiem	46
Izmantotā literatūra	49
1. pielikums: Monetārās novērtēšanas datu ekonometriskās modelēšanas pieeja un rezultāti	52

Izmantotie saīsinājumi

BIOR	Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts “BIOR”
CAPI	Tiešās intervijas respondentu dzīvesvietās (<i>computer assisted personnel interviews</i>)
CAWI	Uz interneta paneli balstītas intervijas (<i>computer assisted web interviews</i>)
CS	Patērētāja pārpalikums (<i>consumer surplus</i>)
CSP	Centrālā statistikas pārvalde
DAP	Dabas aizsardzības pārvalde
ĢIS	Ģeotelpiskās informācijas sistēma
HES	Hidroelektrostacija
LVAF	Latvijas Vides aizsardzības fonds
LVĢMC	Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs
MK	Ministru Kabinets
N	Novērojumu skaits
PMLP	Latvijas Republikas Pilsonības un migrācijas lietu pārvalde
TI	Ticamības intervāls
UBAP	Upes baseina apsaimniekošanas plāns
ŪO	Ūdensobjekts
VM	“Vēlēšanās maksāt”

1. Ievads

No 2024. gada oktobra tiek īstenots Latvijas Vides aizsardzības fonda finansēts projekts "Datu ieguves pētījumu veikšana un nacionālās metodikas izstrāde upju aizsprostu radīto slodžu samazināšanas pasākumu sociālekonomiskai novērtēšanai un izmaksu-efektīvu pasākumu pamatošanai" (DAT-MET) (Nr. 1-08/65/2024), ko īsteno VSIA "Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs" (LVĢMC). Projekts tiek veikts, lai izstrādātu pasākumu ietekmes novērtēšanas metodoloģiju un lai iegūtu kvantitatīvus datus un izstrādātu monetārus novērtējumus, ko turpmāk izmantot nacionālam novērtējumam par izmaksām un ieguvumiem sabiedrībai no aizsprostiem uz upēm un iespējamiem pasākumiem to negatīvās ietekmes uz vidi novēršanai.

Balstoties uz līgumu ar LVĢMC (līgums Nr. LVĢMC 2024/34), SIA AKTiiVS darba uzdevumi projekta īstenošanai ietver:

1. izstrādāt nacionālo metodiku aizsprostu radīto slodžu samazināšanas pasākumu ietekmju sociālekonomiskai novērtēšanai un izmaksu-efektīvāko pasākumu pamatošanai;
2. īstenot nacionālu datu vākšanas un monetāro novērtējumu izstrādāšanas pētījumu par labklājības ieguvumiem Latvijas iedzīvotājiem no atpūtas pie ūdeņiem un ūdeņu ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas;
3. īstenot nacionālu datu vākšanas un monetāro novērtējumu izstrādāšanas pētījumu par labklājības ieguvumiem no makšķerēšanas un šo ieguvumu izmaiņām, ieviešot pasākumus ūdeņu ekosistēmu kvalitātes uzlabošanai;
4. informācijas par darba rezultātiem sagatavošana un sniegšana projekta organizētās sanāsmēs ar iesaistītajām pusēm.

Šī atskaite ir sagatavota kā nodevums līgumam Nr. VSIA LVĢMC 2024/34 saistībā ar otrā darba uzdevuma īstenošanu, un tas ietver pētījuma atskaiti datu vākšanas un monetāro novērtējumu izstrādāšanas pētījumam par labklājības ieguvumiem Latvijas iedzīvotājiem no atpūtas pie ūdeņiem un ūdeņu ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas.

Pētījums tika īstenots laika periodā no 2025. gada februāra līdz decembrim. Pētījumu veica uzņēmums SIA "AKTiiVS" (galvenie iesaistītie pētnieki Kristīne Pakalniete un Mikolaj Czajkowski). Pētījuma īstenošanā piedalījās LVĢMC speciālisti, sniedzot informāciju un sagatavojot datus un aptaujas materiālus saistībā ar upju aizsprostiem, to ietekmēto upju stāvokli un stāvokļa izmaiņu novērtējumiem pasākumu ieviešanas scenārijos. Datu ievākšanu veica pētījumu centrs SKDS.

Atskaites 2.nodaļā ir ietverta informācija, kas skaidro un detalizē pētījuma uzdevumus. 3. nodaļā ir aprakstīta pētījuma metodoloģija, sniedzot informāciju par izstrādātajām labklājības ieguvumu monetārās novērtēšanas pieejām gan attiecībā uz rekreācijas ieguvumu novērtēšanu, gan ieguvumiem no aizsprostu ietekmēto upju stāvokļa uzlabošanas. 4. un 5. nodaļās ir aprakstīta datu ievākšanas instrumenta izstrāde un datu ievākšanas pieeja. Pētījuma rezultāti ir sniegti 6.-8. nodaļās.

2. Pētījuma uzdevumi

1.1. Aizsprostu un to radīto slodžu samazināšanas pasākumu vides un sociālekonomiskās ietekmes

Mākslīgi upju aizsprosti ir hidrotehniskas būves (HES aizsprosti, slūžas), nepareizi izveidotas hidrotehniskas būves (caurtekas) vai hidrotehnisku būvju paliekas (veci dzirnavu dīķu aizsprosti, vecu tiltu paliekas u.c.). Par mākslīgiem aizsprostiem uzskatāmi arī cilvēku veidoti akmeņu krāvumi ar mērķi koriģēt ūdens līmeni atpūtas vai ūdens ņemšanas vajadzībām, kā arī dažādi citi nezināmas izcelsmes un pielietojuma aizsprosti.

Lielāko skaitu no aizsprostiem veido dzirnavu aizsprosti un to paliekas, aizsprosti ar mazajām HES un nepareizi izbūvētas caurtekas – apmēram 70 % no kopējā šobrīd uzskaitītā aizsprostu skaita (apmēram 1480 aizsprostiem¹). Pētījumā tika iekļauti minētie trīs aizsprostu veidi.

Nozīmīgākas aizsprostu un mazo HES darbības **negatīvās vides ietekmes** ir saistītas ar ietekmi uz ceļotājzivju populācijām; ietekmi uz zivju sugu sastāva izmaiņām, ekoloģiski jutīgu zivju sugu populācijām; ietekmi uz upju hidromorfoloģisko un ekoloģisko kvalitāti; ietekmi uz ES nozīmes aizsargājamiem upju biotopiem un bezmugurkaulnieku sugām.

Nozīmīgākie aizsprostu un HES darbības **sociālekonomisko ietekmju veidi** (Pakalniņe et al., 2023)²:

1. sabiedrības sociālekonomiskie ieguvumi un izmaksas no saimnieciskās darbības (mazās HES, akvakultūra, rūpnieciskā zveja³, tūrismu apkalpojošo nozaru uzņēmumi);
2. sabiedrības sociālekonomiskie ieguvumi un izmaksas no ūdeņu izmantošanas rekreācijai (t.sk. makšķerēšanai, braukšanai ar laivām, atpūtai pie/uz ūdens);
3. sociālekonomiskās ietekmes saistībā ar aizsprostu ietekmi uz ūdeņu ekosistēmas kvalitāti;
4. citas ar aizsprosta un ūdeņu izmantošanu saistītas labklājības ietekmes (ieguvumi no aizsprosta būves kā kultūrvēsturiskā mantojuma vērtības, ieguvumi no ūdens ņemšanas pašvaldības ugunsdzēsības vajadzībām, ieguvumi (vai zaudējumi) no ūdens ņemšanas dārzu laistīšanai, ieguvumi no ceļa pāri aizsprostam, kaitējuma izmaksas dēļ pastiprinātas upes krastu erozijas un palielināta plūdu riska, sabiedrības izmaksas ar aizsprostu saistītas tehniskās infrastruktūras uzturēšanai).

Iepriekšējā darba ietvaros (Pakalniņe et al., 2023) tika apzināti pieejamie dati un identificēti nepieciešamie informācijas bāzes uzlabojumi, lai nodrošinātu politikas izstrādes vajadzībām atbilstošas kvalitātes novērtējumu. **Nozīmīgākie identificētie datu trūkumi ir saistīti ar aizsprostu labklājības ietekmju (ieguvumu un zaudējumu) novērtēšanu sabiedriskiem “labumiem”, kas nav tirgus preces – ietekmēm saistībā ar rekreāciju (gan atpūtu pie ūdeņiem, gan makšķerēšanu) un ietekmēm saistībā ar kaitējumu ūdeņu ekosistēmu kvalitātei** (saistībā ar 2. un 3. no iepriekš minētajiem ietekmju veidiem). Tika secināts, ka, lai ar datiem pamatotu esošus sabiedrības labklājības zaudējumus, kas būtu ieguvumi no pasākumu ieviešanas, ir **nepieciešami nacionāla mēroga monetārās novērtēšanas pētījumi ar nepieciešamo datu vākšanu**, kādi līdz šim Latvijā nav īstenoti.

¹ LVĢMC aktuālie dati (03.2025.).

² Balstoties uz rezultātiem no Latvijas Zivju fonda finansēta projekta Nr. 23-00-SOZF01-000012 “Metodikas izstrāde upju aizsprostu vides, sociālo un ekonomisko ietekmju novērtēšanai”. Informācijai skatīt <https://bior.lv/lv/upju-aizsprostu-metodika>. Rezultāti apkopoti projekta atskaitē Pakalniņe K., Fībiga L., Abersons K., Ustups D., Jēkabsone J., Čakare M., Aršauska I., Karkovska I. (2023) Metodikas izstrāde upju aizsprostu vides, sociālo un ekonomisko ietekmju novērtēšanai. Latvijas Zivju fonda finansēta projekta Nr. 23-00-SOZF01-000012 atskaite. Pieejama https://www.aktiivs.lv/wp-content/uploads/2024/04/Atskaite_Metodika-upju-aizsprostu-novertesana_2023.pdf.

³ Rūpnieciskā zveja upēs nav (ir tikai lielo HES krātuvēs, kuras novērtējumā netiek ietvertas). Taču ceļotājzivis nārsto upēs un veido kopējās zivju populācijas Baltijas jūrā (lasim, taimiņam, vimbai) vai citos iekšzemes ūdeņos (nēģim), kas tiek izmantotas rūpnieciskajā zvejā.

Šī projekta ietvaros ir noteikti iespējamie **pasākumi aizsprostu radīto slodžu samazināšanai**, kurus nepieciešams iekļaut pasākumu sociālekonomiskajā novērtēšanā. Šādu pasākumu īstenošana radītu izmaiņas minētajās labklājības ietekmēs, un **ir nepieciešami novērtējumi sabiedrības labklājības izmaiņām saistībā ar dotajām ietekmēm dažādu pasākumu īstenošanas scenārijos**.

Šī pētījuma mērķis ir sniegt datus un monetārus novērtējumus sabiedrības labklājības ieguvumiem no atpūtas pie ūdeņiem un upju ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas (labklājības izmaiņām), īstenojot pasākumus aizsprostu radīto slodžu samazināšanai.

1.2. Pētījuma uzdevumi

1. Iegūt nacionāli reprezentatīvus datus par Latvijas iedzīvotāju iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai un ar to saistītiem rekreācijas ieguvumiem un izstrādāt monetārus šo rekreācijas ieguvumu novērtējumus, kā arī analizēt atšķirības šajos ieguvumos atkarībā no ūdeņu veidiem (dabīgām ūdenstilpēm, piemēram, ezeri, dažāda lieluma upes), atpūtas aktivitāšu veidiem, attāluma līdz izmantotajām ūdenstilpēm un aizstājēju pieejamības (ūdenstilpes ar līdzīgām atpūtas iespējām).
2. Iegūt nacionāli reprezentatīvus datus un izstrādāt monetārus novērtējumus sabiedrības labklājības ieguvumiem no aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas, īstenojot pasākumus upju aizsprostu radītās slodzes samazināšanai, kā arī veikt analīzi labklājības ieguvumu atšķirībām dažādu veidu upju un vides uzlabojumu scenārijiem.

3. Metodoloģija labklājības ieguvumu monetārai novērtēšanai

Lai novērtētu labklājības ietekmes saistībā ar vides labumiem, kas nav tirgus preces, ir nepieciešams izmantot speciālas vides ekonomiskās (monetārās) novērtēšanas metodes (IPBES, 2022; GEF IW:LEARN, 2019; TEEB, 2010). Jāņem vērā, ka dažādas metodes ļauj novērtēt dažādus vides labumu vērtības veidus (piemēram, “izmantošanas vērtību” un/vai “neizmantošanas vērtību”) un monetārās vērtības rādītājus, un atbilstošas metodes izvēli nosaka konkrētie vērtējamie vides labumi un to vērtību veidi.

3.1. Labklājības ieguvumi no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai

Latvijas iedzīvotāju labklājības ieguvumu no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai monetārai novērtēšanai ir izmantota “ceļošanas izmaksu metode” (angļu val. *travel cost method*), kas ir viena no “netiešās izvēles metodēm” (angļu val. *revealed preference methods*). Ar šo metodi, balstoties uz novēroto ceļošanas uzvedību (atpūtas apmeklējumiem), ceļošanas izmaksas tiek izmantotas kā ieguvumu vērtības mērs (“cena”).⁴ Ar šo metodi tiek novērtēta vides labuma (ieguvumi no rekreācijas) “tiešās izmantošanas vērtība”. Vides ekonomikā šos ieguvumus mēra ar “patērētāju pārpalikumu” (angļu val. *consumer surplus (CS)*)⁵ uz katru atpūtas apmeklējumu, kurš atspoguļo vidējo neto ieguvumu, ko

⁴ Šī metode tiek plaši pielietota ūdeņu ekosistēmu nodrošināto rekreācijas ieguvumu monetārai novērtēšanai. Latvijā tā ir tikusi pielietota saistībā ar jūras ekosistēmu. Piemēriem skat. Ahtiainen et al. (2022), Bertram et al. (2020), Czajkowski et al. (2024).

⁵ Vides labuma “kopējo ekonomisko vērtību” mēra kā patērētāju un/vai ražotāju pārpalikumu (GEF IW:LEARN, 2019; GEF LME:LEARN). Atbilstošs rādītājs ir atkarīgs no vērtētā vides labuma. Labklājības ietekmju saistībā ar ūdeņu izmantošanu rekreācijai novērtēšanai atbilstošs rādītājs ir patērētāju pārpalikums (angļu val. *consumer surplus*).

apmeklētājs gūst no viena apmeklējuma papildus ceļošanas izmaksām. Lai novērtētu ar iekšzemes ūdenstilpēm saistītos rekreācijas ieguvumus, tiek statistiski modelēta ūdeņu apmeklēšana atpūtai (apmeklējumu skaits), pamatojoties uz radušajiem ceļošanas izdevumiem.⁶ “Patērētāja pārpalikums” (CS) uz vienu apmeklējumu tiek aprēķināts no modeļa parametros ietvertajām ceļošanas izmaksām.

Jāņem vērā, ka rekreācijas ieguvumu vērtības lielumu ietekmē dažādi faktori. It īpaši, pētījumi pierāda, ka monetāro rekreācijas ieguvumu lielumu individuāliem vides objektiem (dotajā gadījumā iekšzemes ūdenstilpēm) ietekmē gan attālums līdz izmantotajām ūdenstilpēm, gan aizstājēju pieejamība.

Tiek uzskatīts, ka ieguvumi samazinās, palielinoties attālumam no vērtētā vides labuma, īpaši attiecībā uz “izmantošanas vērtībām” (Jørgensen et al., 2013; Reynaud & Lanzanova, 2017; Schaafsma & Brouwer, 2020). Viens no iemesliem tam ir, ka iespējas izmantot vides labumu ir lielākas, jo tuvāk indivīds dzīvo vides labuma nodrošinājuma vietai (Jørgensen et al., 2013; Reynaud & Lanzanova, 2017). Analīze attāluma ietekmei uz ieguvumiem ļauj noteikt ģeogrāfiskās teritorijas robežas, kurā atrodas vērtētā vides labuma (dotajā gadījumā atpūtai izmantotās ūdenstilpes) labuma guvēji, lai no viņu individuālajiem ieguvumiem aprēķinātu kopējos ieguvumus (Schaafsma & Brouwer, 2020).

Otrs telpiskās izplatības aspekts, kas ietekmē ieguvumu lielumu, ir saistīts ar iespējamo aizvietotāj-labumu esamību (Jørgensen et al., 2013; Schaafsma & Brouwer, 2020). Daudziem vides labumiem pieejamo aizstājēju skaits palielinās līdz ar attālumu no vērtētā vides labuma vietas. Ahtiainen et al. (2022) atzīmē, ka aizvietotāj-labumu pieejamība ir svarīgs, bet bieži ignorēts faktors rekreācijas ieguvumu novērtēšanā un ka ir pierādīts, ka aizvietotāj-labumu neņemšana vērā var ievērojami paaugstināt rekreācijas ieguvumu novērtējumu. Piemēram, Reynaud & Lanzanova (2017) novērtēja aizvietotāj-labumu ietekmi uz ezeru nodrošinātiem ekosistēmas pakalpojumiem, iekļaujot statistiskajā modelī aizvietotāj-labumus 20 km apkārtnē ap vērtēto ezeru. Pētījumā secināts, ka līdzīgi kā iepriekšējos pētījumos (piem., Johnston et al. (2017)) aizvietotāj-labumu esamībai ir nozīmīgs (negatīvs) efekts uz “vēlēšanās maksāt” vērtību. Iespējamos aizvietotāj-labumus var noteikt, balstoties uz aptaujas datiem vai ekspert-vērtējumu, pamatojoties uz vietām ar līdzīgām īpašībām un labumiem (Ahtiainen et al., 2022; Schaafsma & Brouwer 2020).

Izmantojot aptaujā iegūto datu ekonometrisko modelēšanu, ir analizētas sakarības starp respondentu atpūtas apmeklējumu skaitu (un ieguvumiem) un ceļošanas attālumu, atpūtai apmeklēto ūdenstilpju veidu, aizstājēju pieejamību (ūdenstilpes ar līdzīgām atpūtas iespējām). Sakarību analīzei ir ievākti nepieciešamie dati, iekļaujot atbilstošus jautājumus aptaujas anketā. Tas ļauj analizēt rekreācijas ieguvumus saistībā ar dažādiem rekreācijai izmantotiem ūdenstilpju veidiem un dažādām labuma guvēju teritorijām.⁷

3.2. Labklājības ieguvumi no aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas, īstenojot pasākumus

3.2.1. Monetārās novērtēšanas metode

Sabiedrības labklājības ieguvumu no upju ekosistēmu kvalitātes uzlabošanas monetārai novērtēšanai ir izmantota “izvēles eksperimenta metode” (angļu val. *choice experiment method*, arī *discrete choice experiment*). Šī metode pieder pie “tiešās izvēles metožu” (angļu val. *stated preference methods*) grupas, kas ļauj aptver gan vērtēto “vides labumu” izmantošanas, gan neizmantošanas vērtību. Šīs metodes ir balstītas uz iedzīvotāju izlases aptaujām, kurās tiek tiešā vai netiešā veidā (izvēloties starp alternatīvām)

“Consumer surplus is the difference between what consumers are willing to pay for a good and its price. Consumer surplus is a measure of the benefit that consumers derive from the consumption of a good or service over and above the price they have paid for it” (GEF LME:LEARN, 2018).

⁶ Kā piemērotāks datiem modelēšanai ir izmantots negatīvas binomināls modelis (angļu val. *negative binomial model (NB2)*). Detalizētāk informācija par izmantot modeļi sniegta 1.pielikuma 1.1. nodaļā.

⁷ Detalizēta informācija par modelēšanas pieeju ir sniegta atskaites 1.pielikumā 1.3. nodaļā.

noskaidrota indivīdu “vēlēšanās maksāt” par vērtēšanai sniegto “vides labumu”. “Vides labums” tiek raksturots ar rādītājiem, un šo rādītāju vērtības ir saistītas ar vērtētajiem scenārijiem (piemēram, pasākumu programma ar dažādiem papildu pasākumiem, kas nodrošina dažādus “vides labuma” uzlabojumus). Izmantojot “izvēles eksperimenta metodi”, respondentiem tiek uzdoti “izvēles uzdevumi”, kuros viņiem ir jāizvēlas viens no vairākiem scenārijiem, kur katrā scenārijā rādītāju līmeņi mainās. Katram scenārijam ir arī atšķirīgas izmaksas, kas tiek raksturotas ar “cenas rādītāju”. “Vēlēšanās maksāt vērtība” tiek statistiski modelēta no respondentu “izvēles uzdevumos” veiktajām izvēlēm.

“Izvēles eksperimenta metode” tiek atzīta par piemērotāko kompleksu vides labumu novērtēšanai ar daudzveidīgiem ietekmju veidiem (Mariel et al., 2021), kāds ir arī dotais vides un politikas konteksts. Tā sniedz detalizētākus monetāros novērtējumus, ļaujot novērtēt ieguvumus atsevišķiem vērtēšanā iekļautā “vides labuma” aspektiem (kas tiek raksturoti ar rādītājiem) un daudzveidīgākiem izmaiņu scenārijiem. Tādēļ šī metode ir plaši pielietota politikas novērtējumu izstrādei daudzveidīgo vides problēmu, pasākumu un scenāriju novērtēšanā.⁸ Arī netiešais vērtības noskaidrošanas veids (veicot izvēli starp scenārijiem) tiek uzskatīts par uzticamāku salīdzinājumā ar otru plašāk pielietotu “tiešās izvēles metodi” – “eventuālā novērtējuma metodi” (angļu val. *contingent valuation method*) (GEF IW:LEARN, 2019; Mariel et al., 2021).

Datu ievākšanas instruments ir aptaujas anketa un ar to saistīti informācijas materiāli jautājumu aizpildīšanai. Šiem materiāliem nepieciešams izstrādāt vērtējamus vides scenārijus, rādītājus “vides labuma” raksturošanai un to līmeņus scenārijos, “izvēles uzdevumus” un aptaujas anketu. Šo elementu izstrādei tika veikta literatūras izpēte un ņemtas vērā starptautiski atzītas pieejas (piemēram, Mariel et al. (2021)) un pieredze no pētījumiem citās valstīs saistībā ar upju kvalitātes un bioloģiskās daudzveidības (sugu un biotopu) monetāro novērtēšanu (it īpaši Browning et al. (2024), Holland & Johnston (2017), Vossler et al. (2023)).

Dati monetārai novērtēšanai tiek iegūti iedzīvotāju izlases aptaujā, un tiem tiek veikta ekonometriskā modelēšana, lai iegūtu vidējo “vēlēšanās maksāt” vērtību eiro uz vienu personu gadā. Šī vidējā vērtība tiek reizināta ar iedzīvotāju skaitu ģenerālajā kopumā, lai aprēķinātu kopējos labklājības ieguvumus. Svarīgs šādu pētījumu datu kvalitātes aspekts ir, lai dati būtu ievākti no izlases, kas pēc lieluma un sastāva ir reprezentatīva iedzīvotāju kopumam, kas gūst labumu no vērtētā “vides labuma”. Tādējādi no izlases iegūtie novērtējumi var tikt attiecināti uz iedzīvotāju kopumu, lai aprēķinātu kopējos nacionālos ieguvumus.

3.2.2. Monetārajā novērtēšanā iekļautie scenāriji

Izmantojot „izvēles eksperimenta” metodi, tiek vērtētas izmaiņas labklājībā, kas rodas, salīdzinot izmaiņas alternatīvos **scenārijos** pret “references scenāriju”. Iegūtie monetārie novērtējumi parāda vērtību starpību starp šiem scenārijiem. Atbilstoši pētījuma uzdevumam pētījumā vērtētais “references scenārijs” raksturo situāciju bez papildu pasākumu ieviešanas – aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu kvalitātes stāvokli bez papildu pasākumiem. Savukārt, alternatīvie (politikas) scenāriji ir saistīti ar izmaiņām (uzlabojumu) upju ekosistēmu kvalitātē no papildu pasākumu īstenošanas aizsprostu radīto slodžu samazināšanai.

Izmantojot “izvēles eksperimenta metodi”, scenāriju ietekmes uz cilvēku labklājību raksturošanai tiek izmantoti **rādītāji**, kas aptver scenāriju ietekmes. Monetārai novērtēšanai tika izstrādāti un ir izmantoti sekojoši rādītāji:

1. aizsprostu daļa no kopējā skaita, kādā tiktu ieviesti papildu pasākumi;
2. zivju daudzums un sugu daudzveidība šo aizsprostu ietekmētajās upēs pēc papildu pasākumu ieviešanas (upēs, kurās tiktu ieviesti papildu pasākumi);
3. upes ūdens augu un bezmugurkaulnieku sugu daudzveidības stāvoklis ietekmētajās upēs pēc papildu pasākumu ieviešanas (upēs, kurās tiktu ieviesti papildu pasākumi).

⁸ Latvijā šī metode ir tikusi pielietota saistībā ar jūras vides kvalitātes izmaiņu monetāro novērtēšanu (piemēriem skat. Pakalniņe et al. (2017), Pakalniņe et al. (2021)).

Pētījumā tika iekļauti trīs aizsprostu veidi, kuri ietekmē vislielāko skaitu upju Latvijā – veci dzirnavu aizsprosti un to paliekas, aizsprosti ar mazajām HES un nepareizi izbūvētas caurtekas. Atbilstoši LVĢMC aktuālākajai informācijai Latvijā ir uzskaitīti 684 šādi aizsprosti. Lai minimizētu augsto “protesta” atbilžu līmeni, monetārās novērtēšanas (“izvēles eksperimenta metodes”) daļā tika ietverta tikai aizsprosti ar sabiedriskām būvju īpašumtiesībām. Balstoties uz publiski pieejamo informāciju (tai skaitā, Valsts zemes dienesta portālā Kadastrs.lv), tika noteikts šādu aizsprostu skaits – 254 aizsprosti. Izslēgti tika atsevišķi aizsprosti, kuros jau ir īstenoti, vai ir iepļānoti papildu pasākumi aizsprostu radīto slodžu samazināšanai. Rezultātā monetārajā novērtēšanā tika ietverti 247 aizsprosti (203 veci dzirnavu aizsprosti vai to paliekas, no kuriem 10 ir kultūrvēsturiskas būves, un 34 caurtekas zem ceļiem). **Rādītāja “aizsprostu daļa no kopējā skaita, kādā tiktu ieviesti papildu pasākumi”** vērtība “references scenārijā” ir 0 % aizsprostu. Rādītāja vērtībām papildu pasākumu programmas variantos tika izmantoti 6 varianti – 5 % aizsprostu (12 aizsprosti), 10 % (25), 25 % (62), 50 % (124), 75 % (185) un 100 % (247 aizsprosti).

Aizsprostu ietekmes uz upju ekosistēmām raksturošanai tika izstrādāti divi rādītāji – “zivju daudzums un sugu daudzveidība” un “upes ūdens augu un bezmugurkaulnieku sugu daudzveidības stāvoklis”. Tie aptver nozīmīgākās aizsprostu ekoloģiskās ietekmes, ir balstīti uz upju baseinu apsaimniekošanai izmantotiem indikatoriem un datiem un dod iespēju monetārai novērtēšanai izmantot kvantitatīvas rādītāju vērtības.

Zivju populāciju daudzveidības un lieluma rādītājs ir balstīts uz Latvijas zivju indeksu (LVFI), kas ir multimetriska metode ar atšķirīgu novērtējuma sistēmu karpveidīgo (dziļas, lēni plūstošas upes) un lašveidīgo (oļainas, ātri plūstošas upes) zivju ūdeņiem. Tajā ir apvienotas divas metodes (Lietuvas zivju indekss LFI un Eiropas zivju indeksa EFI). Indeksa kvalitātes klašu robežas (3.1. tabula) ir izteiktas kā ekoloģiskā kvalitātes koeficienta (EQR) vērtības, raksturojot stāvokli procentos no references (dabiskiem) apstākļiem (100 %, jeb indeksa vērtība 1). Piemēram, augsta kvalitāte (> 0,80) nozīmē, ka pieļaujama līdz 20 % novirze no references apstākļiem.

Esošā stāvokļa vērtējums individuālām aizsprostu ietekmētām upēm (balstoties uz vērtējumiem projekta pilot-objektiem) parāda indeksa vērtības no 0,19 līdz 0,6. Monetārās novērtēšanas rādītājam kā references vērtība tika izmantota <50%. Rādītāja vērtībām papildu pasākumu programmas variantos tika izmantoti varianti, kas atbilst kvalitātes klašu robežvērtībām – 50-60 %, 60-80 % un 80-100 %.

3.1. tabula. Latvijas zivju indeksa kvalitātes klašu robežvērtības*. (LVĢMC informācija.)

Piezīmes. * Nacionālās robežvērtības pirms ES interkalibrācijas.

Kvalitātes klases	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Robežvērtības	>0,80	0,80 – 0,60	0,60 – 0,40	0,40 – 0,20	<0,20

Upes augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvokļa rādītājs tika izveidots kā multimetrisks “biotiskās integritātes indekss” (index of biotic integrity), kas raksturo ekosistēmas vispārējo stāvokli vai “dabiskumu” attiecībā pret neietekmētu references stāvokli. To veido multimetrisks indekss, kurš sastāv no diviem daļindeksiem:

1. Interkalibrētais upju makrofitu ekoloģiskās kvalitātes indekss MIR (Macrophyte Index for Rivers) (Uzule un Jēkabsons, 2016). Tā aprēķināšanai tiek izmantoti dati par makrofitu indikatorsugu sastāvu un sastopamību. Indikatora kvalitātes klašu robežas (3.2. tabula) ir izteiktas kā ekoloģiskā kvalitātes koeficienta (EQR) vērtības, raksturojot stāvokli procentos no references (dabiskiem) apstākļiem (100 %, jeb indeksa vērtība 1). Piemēram, augsta kvalitāte (> 0,75) nozīmē, ka pieļaujama līdz 25 % novirze no references apstākļiem.
2. Bentisko bezmugurkaulnieku īpaši aizsargājamo sugu sastopamības indekss IAMZB. Indeksā ir iekļautas visas upēs sastopamās bezmugurkaulnieku sugas, kas minētas ES Padomes Direktīvā 92/43/EEK par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un flora (Biotopu direktīva).⁹ Maksimālais vienā upes posmā sastopamais sugu skaits ir 5, kas tiek pieņemta par augstas kvalitātes robežvērtību.

⁹ Šīs sugas ir: platspīļu upesvēzis *Astacus astacus*; Ziemeļu upespērlene *Margaritifera margaritifera*; upju zaļā spāre *Ophiogomphus cecilia*; upju dzeltenkāju spāre *Stylurus flavipes*; biežā perlamutrene *Unio crassus*.

Multimetriskais indekss tiek rēķināts kā abu daļindeksu vidējā aritmētiskā vērtība. Indeksa kvalitātes klašu robežvērtības sniegtas 3.2. tabula. Indeksa aprēķināšanā tiek izmantoti LVĢMC virszemes ūdeņu monitoringa, kā arī brīvi pieejami DAP un BIOR dati.

Esošā stāvokļa vērtējums individuālām aizsprostu ietekmētām upēm (balstoties uz vērtējumiem projekta pilot-objektiem) parāda indeksa vērtības no 0,26 līdz 0,45. Monetārās novērtēšanas rādītājam kā references vērtība tika izmantota <50%. Rādītāja vērtībām papildu pasākumu programmas variantos tika izmantoti varianti, kas atbilst noapaļotām kvalitātes klašu robežvērtībām – 50-60 %, 60-80 % un 80-100 %.

3.2. tabula. Biotiskās integritātes multimetriskā indeksa kvalitātes klašu robežvērtības. (Avots: LVĢMC informācija.)

	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
MIR indekss	>0,75	0,75 – 0,55	0,55 – 0,35	0,35 – 0,15	<0,15
IAMZB indekss	>0,80	0,80 – 0,60	0,60 – 0,40	0,40 – 0,20	<0,20
Multimetriskā indeksa klašu robežas (rēķinot aritmētisko vidējo no iekļautajiem daļindeksiem)	>0,78	0,78 – 0,58	0,58 – 0,38	0,38 – 0,18	<0,18

Jāatzīmē, ka šādi veidoti rādītāji, balstoties uz biotiskās/ekoloģiskās integritātes indikatoriem, ir pielietoti virknē monetārās novērtēšanas pētījumu saistībā ar upju vides stāvokļa un sugu daudzveidības uzlabošanu.¹⁰ Piemēri, pētījumos ar “izvēles eksperimenta metodi” ir [Browning et al. \(2024\)](#) saistībā ar bioloģisko daudzveidību, [Holland & Johnston \(2017\)](#) saistībā ar upju ūdens objektu stāvokli, [Johnston et al. \(2011\)](#) saistībā ar upju nepārtrauktības atjaunošanu zivju migrācijai.

3.1. attēlā ir apkopota informācija par monetārajā novērtēšanā izmantotajiem rādītājiem un to vērtībām (līmeņiem) scenārijos, kāda tā tika sniegta respondentiem aptaujas materiālos.

¹⁰ Kā skaidro [Johnston et al. \(2011\)](#), monetārās novērtēšanas pētījumos biotiskās integritātes indeksi tiek izmantoti kā līdzeklis, lai raksturotu ekosistēmas stāvokli vai “dabiskumu” attiecībā pret cilvēku darbības neietekmētu (dabisku) atskaites stāvokli. Tie bieži ir veidoti kā multi-metriski rādītāji, sastāvot no daudziem apakš-indikatoriem, kas atspoguļo tādas ekosistēmas iezīmes kā sugu sastāvs, trofiskā loma, atsevišķu sugu populāciju lielums un/vai stāvoklis.





1. rādītājs: Sabiedriskā īpašuma aizsprostu daļa no kopējā skaita, kādā tiktu ieviesti papildu pasākumi.

Pasākumu programmas variantos aizsprostu skaits, kādā tiktu ieviesti papildu pasākumi, ir raksturots kā **procentuālā daļa no kopējā aizsprostu skaita** (247 sabiedriskā īpašuma aizsprosti).

2. rādītājs: Zivju daudzums un sugu daudzveidība ietekmētajās upēs pēc papildu pasākumu ieviešanas.

Zivju populāciju stāvokli novērtē ar "Latvijas zivju indeksu", kas ņem vērā upei raksturīgās zivju sugas – piemēram, vai upe ir piemērota ceļotājzivīm (tādām kā lasis, taimiņš, vimba, upes nēģis) vai citām zivīm. Indekss parāda stāvokli % no dabiskiem apstākļiem.

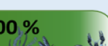
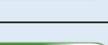


Pasākumu programmā būs šādi varianti zivju daudzuma un sugu daudzveidības stāvoklim un indeksa vērtībai:

Augsts	80-100 % 	Indeksa vērtība 80-100 % nozīmē, ka upes stāvoklis ir tuvu dabiskiem apstākļiem bez cilvēku darbības ietekmes, un tas atbilst " augstai " ekoloģiskai kvalitātei.
Labs	60-80 % 	" Labā " stāvoklī (indekss 60-80%) upē dzīvo strauji tekošām upēm raksturīgas zivju sugas, un ceļotājzivīm piemērotās upēs ir stabilas šo zivju populācijas.
Vidējs	50-60 % 	Pašreiz aizsprostu ietekmētajām upēm indeksa vērtības ir no 20 līdz 60 % . Ūdenskrātuvēs ir ieviesušās ezeriem raksturīgas zivju sugas, bet upēs ir izzudušas strauju upju sugas. Ceļotājzivīm piemērotās upēs tās nav sastopamas, jo šķērslis traucē ceļošanu uz augšu pa upi uz nārsta vietām.
Slikts	< 50 % 	

3. rādītājs: Upes ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis ietekmētajās upēs pēc papildu pasākumu ieviešanas.

Upju sugu daudzveidības stāvokli novērtē ar speciālu sugu daudzveidības indeksu, kas parāda stāvokli % no dabiskiem apstākļiem.

Pasākumu programmā būs šādi varianti ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklim un indeksa vērtībai:

Augsts	80-100 % 	Indeksa vērtība 80-100 % nozīmē, ka upes stāvoklis ir tuvu dabiskiem apstākļiem bez cilvēku darbības ietekmes, un tas atbilst " augstai " ekoloģiskai kvalitātei. Tādās upēs ir sastopamas: - straujām upēm raksturīgas augu sugas (kā ūdenssūnas un sārtaļģes), - retas un aizsargājamas ūdens dzīvnieku sugas (kā platspīļu upesvēzis, upju zaļā un dzeltenkāju spāre, biežā perlamutrene un var būt pat Ziemeļu upespērlene).
Labs	60-80 % 	" Labā " stāvoklī (indekss 60-80%) ir sastopamas strauji tekošām upēm raksturīgas augu sugas un 3-4 no aizsargājamām sugām, bet ne Ziemeļu upespērlene.
Vidējs	50-60 % 	Pašreiz aizsprostu ietekmētajām upēm indeksa vērtības ir no 20 līdz 50 % . Ūdens augu sastāvs līdzinās apstākļiem ezeros, ir ļoti maza ūdens dzīvnieku sugu daudzveidība, un praktiski nav sastopamas retas un aizsargājamas sugas.
Slikts	< 50 % 	







3.1. attēls. Novērtēšanas pētījumā izmantotie rādītāji, to apraksti un vērtības (līmeņi) vērtētajos scenārijos. (Avots: Pētījuma aptaujas materiāli.)

Papildus vides rādītājiem monetārai novērtēšanai tiek iekļauts "cenas rādītājs", kurš ietver alternatīvo politikas scenāriju izmaksas. Šajā pētījumā kā "maksāšanas instruments" ir izmantots speciāls "upju atjaunošanas maksājums".¹¹

Katrs "izvēles uzdevums" ietvēra trīs alternatīvas – "bāzes scenāriju" (situāciju 2040. gadā bez papildu pasākumiem) un divas dažādas pasākumu programmas ar papildu pasākumiem un papildu maksu (3.2. attēlā sniegts "izvēles uzdevuma" piemērs). Papildu pasākumu programmu variantiem rādītāju līmeņu kombinācijas tiek ģenerētas ar speciālu programmatūru un pieeju (detalizētāka informācija par to sniegta

¹¹ Pielietojot monetārās novērtēšanas "tiešās izvēles metodes" (tai skaitā "izvēles eksperimenta metodi"), maksāšanas instrumentam ir jābūt tādām, kas aptver visu ģenerālo kopumu, un obligātam. Piemērotāko maksāšanas instrumentu nosaka pētījuma konteksts. Dotais maksāšanas instruments tika izvēlēts kā piemērotākais Latvijas kontekstam, lai minimizētu "protesta" izvēles. Šāds instruments ir izmantots pētījumiem Latvijā attiecībā uz jūras vides monetāro novērtēšanu (AKTiiVS, 2022a; AKTiiVS 2022b).

1. pielikuma 2.1. nodaļā). Pavisam tika sagatavoti 32 atšķirīgi “izvēles uzdevumi” (katram respondentam tika uzdoti 8 “izvēles uzdevumi”, un tika izmantoti atšķirīgi uzdevumu komplekti 4 izlases grupām). Nacionālās aptaujas gaitā tika veikta “izvēles uzdevumu” komplekta nomainīšana – tika veikta aptaujas starprezultātu (datu) analīze un izģenerēts jauns 32 “izvēles uzdevumu” komplekts. Līdz ar to, novērtēšanā pavisam ir izmantoti 64 dažādi “izvēles uzdevumu” varianti.

Rādītāji	Programmas varianti	Situācija 2040.gadā bez papildu pasākumiem	A programma – papildu pasākumi	B programma – papildu pasākumi
Aizsprostu daļa ar ieviestiem papildu pasākumiem, % no visiem aizsprostiem (247)		0 % aizsprostu	75 % aizsprostu (185)	10 % aizsprostu (25)
Zivju daudzums un sugu daudzveidība, % no dabiskiem apstākļiem (100 %)		visās aizsprostu ietekmējās upēs < 50 % 	šo aizsprostu upēs 80-100 % 	šo aizsprostu upēs < 50 % 
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis, % no dabiskiem apstākļiem (100 %)		visās aizsprostu ietekmējās upēs < 50 % 	šo aizsprostu upēs 60-80 % 	šo aizsprostu upēs 60-80 % 
Jūsu maksājums gadā periodā 2026.-2040. gads		€0	€20 gadā	€2 gadā
Jūsu izvēle		<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

3.2. attēls. “Izvēles uzdevuma” piemērs. (Avots: Pētījuma aptaujas materiāli.)

3.2.3. Statistiskās analīzes (ekonometriskās modelēšanas) pieeja

Aptaujā iegūtajiem datiem no “izvēles uzdevumiem” tiek veikta ekonometriskā modelēšana, lai iegūtu “vēlēšanās maksāt” (VM) vērtības (eiro uz iedzīvotāju gadā). Šajā analīzē tiek arī veikta papildu datu analīze VM novērtējumu kvalitātes pārbaudei un “izvēles uzdevumu” datu interpretācijai, kā arī ir iespējams analizēt dažādu respondentus raksturojošu iezīmju ietekmi uz VM vērtībām. Viena no pieejām ir VM datu modelēšana, iekļaujot papildu parametrus, kas skaidro respondentu izvēles. Atbilstoši teorijai un citu pētījumu rezultātiem, nozīmīgi var būt gan respondentu sociāl-demogrāfiskie, gan ūdeņu izmantošanas parametri, arī zināšanas par vērtēto “vides labumu”, vērtētā “vides labuma” laba stāvokļa nozīmība, ticība scenārijos sniegtajiem vides uzlabojumiem u.c. Anketā tika iekļauti speciāli jautājumi, kas nodrošina datus šādai analīzei. Papildus dati “izvēles uzdevumu” datu interpretācijai ietver rādītāju nozīmības novērtējumus, respondentu iemeslus, kāpēc tie “izvēles uzdevumos” izvēlējās noteiktus scenārijus u.c.

Datu ekonometriskajai modelēšanai kā **pamata modelis** ir izmantots mixed logit (MXL) modelis “VM vidē” (“in WTP-space”).¹² Šī modeļa **bāzes versijā** kā modeļa parametri ir iekļauti tikai “vides labuma” rādītāji un to vērtības pasākumu programmas variantos atbilstoši izvēles eksperimentā izmantotajiem scenārijiem (skat. 3.2.2. nodaļu). Šāds bāzes modelis tika aprēķināts ar divām datu (respondentu) kopām – pilnajai izlasei, iekļaujot visus novērojumus, un izlasei, no kuras ir izslēgti respondenti, kuru atbildes “izvēles uzdevumos” ir klasificētas kā “protesta atbildes”. Šādi respondenti tiek saukti par “protestētājiem”, un tie

¹² Detalizētāka informācija par modelēšanas pieeju un izmantotajiem modeļiem sniegta 1.pielikuma 2.2.nodaļā. Šāds pamata modelis ir izmantots arī pētījumos citās valstīs saistībā ar upju kvalitātes un bioloģiskās daudzveidības (sugu un biotopu) stāvokļa uzlabošanas monetāro novērtēšanu. Piemēram, MXL modeļi ir izmantoti Khan et al (2019) un Logar & Brower (2018), MXL modeļi “VM vidē” ir izmantoti Browning et al. (2024), Holand & Johnston (2017), Vosler et al (2023).

tiek identificēti, balstoties uz papild-jautājumu anketā par iemeslu, kāpēc respondents “izvēles uzdevumos” ir izvēlējis references scenāriju (“bez uzlabojumu scenāriju”).¹³

Papildus tika aprēķināts **bāzes modelis ar vērtēšanā iekļauto vides rādītāju vērtību lineāru specifiskāciju**, jo šāds modelis sniedz stabilākus rezultātus, īpaši, kad modeļi tiek paplašināti ar papildu parametriem. Šāda rādītāju specifiskācija ietver vienmērīgu rādītāja vērtību izmaiņu funkcionālo formu un dod iespēju novērtēt VM par izmaiņām vides rādītājos, kas nav tiešā veidā iekļautas izvēles eksperimenta scenārijos.

Lai analizētu dažādu respondentus raksturojošu iezīmju ietekmi uz VM vērtībām, papildus bāzes modelim tika aprēķināti **paplašināti modeļi**, pievienojot dažādus respondentu raksturojošos rādītājus kā modeļa parametrus (saukti par **parametru mijiedarbību modeļiem** (angļu val. *interaction models*).¹⁴ Tika aprēķināti četri šādi modeļi ar dažādiem papildu parametru kopumiem:

1. ar sociāl-demogrāfiskiem parametriem (dzimums, vecums, izglītības līmenis, ienākumi un dzīvesvietas reģions);
2. ar dzīvesvietas teritorijas parametru divām lokālām teritorijām (Limbažu un Dobeles novadiem);
3. ar pieredzes un attieksmes parametriem (ietverot personīgo pieredzi ar aizspustu negatīvajām ietekmēm, laba upju un sugu stāvokļa sasniegšanas nozīmību, ticību retu un aizsargājamu sugu atjaunošanas iespējamībai ar papildu pasākumu ieviešanu, uzticību politikas ieviešanas procesiem);
4. ar aizspustu ietekmēto upju izmantošanu saistīti parametri (ietverot dažādu rekreācijas iespēju saglabāšanas vai uzlabošanas nozīmību, papildu pasākumu ieviešanas nozīmību dažāda izmantošanas un īpašumu veida aizspustos – ar mazajām HES un privāta īpašuma aizspustos).

Visbeidzot, lai nodrošinātu, ka aprēķinātie labklājības ieguvumi (jo īpaši vidējās VM vērtības) ir reprezentatīvi Latvijas iedzīvotāju kopumam, visi minētie modeļi tika aprēķināti ar svērtās maksimālās (simulētās) ticamības pieeju (angļu val. *weighted maximum (simulated) likelihood approach*), kurā **respondentiem tiek izmantoti svāri, korigējot izlases struktūru atbilstoši iedzīvotāju kopuma struktūrai**¹⁵.

Detalizētāka informācija par datu modelēšanas pieeju un aprēķinātajiem modeļiem, kā arī modelēšanas rezultātiem ir sniegta atskaites 1. pielikuma 2. nodaļā. Novērtējuma rezultāti ir apkopoti atskaites 8. nodaļā.

4. Datu ievākšanas instrumenta izstrāde

Datu ievākšanas instruments ir aptaujas anketa un ar to saistīti informācijas materiāli jautājumu aizpildīšanai.

Lai iegūtu informāciju aptaujas materiālu izstrādei un veiktu atsevišķu anketas elementu testēšanu, tika organizēta **iedzīvotāju fokusgrupas diskusija**. Diskusijas uzdevums bija (i) iegūt informāciju par Latvijas iedzīvotāju paradumiem iekšzemes ūdenstilpju apmeklēšanai atpūtai pie ūdeņiem, lai palīdzētu noformulēt jautājumus un atbilžu variantus aptaujas anketai, tai skaitā, par atpūtai visbiežāk

¹³ Tiek uzskatīts, ka “protesta atbildes” neatspoguļo “patieso” vērtētā vides labuma vērtību, bet respondenti, kuri sniedz šīs atbildes, drīzāk noraida kādu vērtēšanas scenārija elementu, piemēram, iebilst pret maksāšanas līdzekli, vai uzdevuma ticamību (skat. piemēram, Meyerhoff and Liebe (2006)). Atbilstoši izplatītai praksei šādos novērtēšanas pētījumos, respondenti, kas tiek identificēti kā “protestētāji”, tiek no modelēšanas izslēgti.

¹⁴ Šajos modeļos vides rādītāju vērtībām ļauj mijiedarboties ar novērotām pazīmēm (piemēram, vecums, uzskati par vides uzlabojumu nozīmību u.c.) un aprēķina, kā šīs pazīmes maina vidējās VM vērtības.

¹⁵ Vērtējot pēc galvenajiem reprezentativitātes parametriem – dzimums, vecums, izglītības līmenis, tautība un dzīvesvietas reģions.

izmantotajiem iekšzemes ūdeņu veidiem, svarīgiem apstākļiem vietu izvēlei un aizvietotāj-labumu pieejamību; un (ii) iegūt informāciju, lai izstrādātu aptaujas anketas elementus, kuros tiek skaidrotas upju vides kvalitātes saistībā ar aizsprostu ietekmēm problēmas, stāvoklis un stāvokļa uzlabošanas iespējas un tiek iegūti dati par cilvēku attieksmi pret dažādām uzlabošanas iespējām un pasākumiem, tai skaitā, lai notestētu anketas elementus saistībā ar “izvēles eksperimenta metodi” (vērtētā “vides labuma” rādītājiem un to vērtībām scenārijos).

Diskusijai tika izstrādātas „vadlīnijas”, kas ietvēra dalībniekiem sniedzamo informāciju, uzdodamos jautājumus un uzdevumus. Diskusijā piedalījās 8 Latvijas iedzīvotāji, kuri tika atlasīti pēc nejaušības un kvotu atlases principa, veidojot Latvijas iedzīvotāju kopumam reprezentatīvu grupu (vērtējot pēc vecuma (18-77 gadi), dzimuma, tautības (balstoties uz sarunvalodu ģimenē), Latvijas reģiona, apdzīvotās vietas veida (pilsēta / lauki), izglītības līmeņa). Dalībnieku rekrutēšanu un diskusijas organizēšanu veica pētījumu centrs SKDS. Diskusiju vadīja profesionāls moderators (no SKDS). Diskusija noritēja latviešu valodā, tās ilgums bija 2 stundas.

Pēc fokusgrupas diskusijas tika sagatavoti aptaujas materiāli un veikta to **testēšana “padziļinātās respondentu intervijās”**.¹⁶

Gan fokusgrupas diskusijas, gan interviju rezultāti norādīja uz nepieciešamību veikt būtiskas izmaiņas anketas daļā attiecībā uz ieguvumu monetāro novērtēšanu no aizsprostu ietekmēto upju kvalitātes uzlabošanas scenārijiem (“izvēles eksperimenta metodi”). Testētā pieeja, “izvēles uzdevumos” vērtējot individuālas aizsprostu ietekmētas upes (kas raksturotas ar izmantotajiem rādītājiem), cilvēkiem radīja ievērojamas neskaidrības un iebildumus pret šādu pasākumu vērtēšanas pieeju (it īpaši, jo ir vajadzīga informācija par kopējo programmu, lai vērtētu (izvēlētos) atsevišķu upju uzlabošanas iespējas). Šajos testēšanas posmos tika arī iegūta informācija par izmantoto rādītāju izpratni un nozīmību (lai izvēlētos starp pasākumu variantiem).

Balstoties uz šo datu vākšanas instrumenta izstrādes posmu rezultātiem, anketas daļā saistībā ar “izvēles eksperimenta metodes” pielietošanu tika veiktas izmaiņas, pārveidojot šo daļu no individuālu aizsprostu un upju vērtēšanas uz pasākumu programmu (kas aptver dažādu upju aizsprostu skaitu un vides stāvokļa raksturlielumus) variantu vērtēšanu. Attiecīgi tika pārstrādātas visas anketas sadaļas saistībā ar šo novērtēšanu.

Ņemot vērā būtiskās izmaiņas, aptaujas materiāliem tika veikta **papildu testēšana “padziļinātās respondentu intervijās”**.¹⁷ Pēc intervijām aptaujas materiālos tika veikti atsevišķi tekstuāli labojumi, un sagatavoti aptaujas materiāli iedzīvotāju izlases aptaujai.

Aptaujas materiālu testēšanai tika organizēta **Latvijas iedzīvotāju izlases pilot-aptauja**. Tika veiktas tiešās intervijas respondentu dzīvesvietās (CAPI) ar 60 Latvijas patstāvīgiem iedzīvotājiem. Respondenti tika atlasīti, balstoties uz stratificēto izlasi un nejaušā soļa procedūru (nodrošinot izlases reprezentativitāti pēc sekojošām stratifikācijas pazīmēm: dzimums, vecums, dzīvesvieta (reģions un apdzīvotās vietas tips) un izglītības līmenis).¹⁸ Pilot-aptaujā iegūtajiem datiem tika veikta datu analīze, tajā skaitā “izvēles uzdevumu” datu ekonometriskā modelēšana.

Pilot-aptaujas rezultāti norādīja uz nepieciešamību pēc izmaiņām anketas daļā attiecībā uz upju stāvokļa uzlabošanas programmu novērtēšanu.

¹⁶ Padziļinātajās intervijās tiek testēta katra anketas elementa (jautājuma un tā atbilžu variantu, informācijas teksta) uztvere un izpratne. To mērķis ir noskaidrot un pārliecināties, ka anketā ietvertā informācija ir skaidra un viennozīmīgi saprotama (respondenti vienādi izprot sniegto informāciju, ir saprotami jautājumu formulējumi un instrukcijas to aizpildīšanai u.tml.). Šādas intervijas tika veiktas ar trīs dažāda dzimuma, vecuma, izglītības līmeņa un dzīvesvietas respondentiem. Katras intervijas garums apmēram 2 stundas. Intervijas veica pētījuma īstenotājs (SIA AKTiiVS).

¹⁷ Šo interviju mērķis bija notestēt labotās “izvēles eksperimenta” informācijas un jautājumu uztveri un saprotamību. Tika veiktas divas šādas intervijas ar dažāda dzimuma, vecuma un dzīvesvietas respondentiem. Katras intervijas garums apmēram 2 stundas. Intervijas veica pētījuma īstenotājs (SIA AKTiiVS).

¹⁸ Intervijas veica pētījumu centrs SKDS.

1. Ievākie dati (arī apkopotie intervētāju novērojumi no interviju veikšanas procesa) ieguvumu monetārās novērtēšanas ("izvēles eksperimenta") daļā ietvēra lielu iedzīvotāju neapmierinātību un daudz negatīvu reakciju attiecībā uz politiku īstenošanas un valsts pārvaldes procesiem valstī (par valsts pārvaldes neefektivitāti, nelietderīgu sabiedrisko līdzekļu izmantošanu u.tml.), kas veido arī neticību pasākumu īstenošanai un vides stāvokļa uzlabojuma sasniegšanai (kam, savukārt, var būt nozīmīga ietekme uz monetāro novērtēšanu). Piemēram, anketas jautājumā *"Cik, Jūsaprāt, ir ticami, ka ar papildu pasākumu īstenošanu varētu uzlabot aizsprostu ietekmēto upju stāvokli?"*, 25 % respondentu atbildēja diezgan vai pilnīgi neticami un no tiem 50 % kā neticības iemeslus norādīja neuzticēšanos un neapmierinātību ar valsts pārvaldes procesiem.¹⁹ Savukārt, "izvēles uzdevumos" turpat 50 % respondentu nevērtēja novērtēšanā iekļautos pasākumu ieviešanas un upju uzlabojumu scenārijus (visos "izvēles uzdevumos" izvēlējās "bez uzlabojuma scenārijus"), un no visiem respondentiem, kas kaut vienā "izvēles uzdevumā" izvēlējās "bez uzlabojumu scenāriju", 92 % respondentu starp iemesliem tam norādīja dažādus "protesta" iemeslus, un "protesta iemesli" veidoja 73 % no visiem respondentu atzīmētajiem iemesliem²⁰ (respondenti varēja atzīmēt līdz 3 svarīgus iemeslus). Šāds "protesta atbilžu" īpatsvars ir ievērojami augstāks, kā novērots senākos līdzīgos monetārās novērtēšanas pētījumos Latvijā.²¹
2. Papildus augstajam negatīvajam fonam attieksmēs pret valsts pārvaldes procesiem šie rezultāti uzsvēra arī nozīmīgus upju aizsprostu problēmas aspektus, kas ietekmē monetāro novērtēšanu upju stāvokļa uzlabošanai (ieguvumiem). Īpaši, uzskati par atbildību, kam būtu jāīsteno pasākumi un jāsedz izmaksas ("nevēlēšanās maksāt" par pasākumiem aizsprostos ar privātām īpašumtiesībām un uzņēmumu (mazo HES) darbību), arī rūpes, lai netiktu nodarīts kaitējums kultūrvēsturiski vērtīgām būvēm. Šie aspekti jau tika identificēti kā nozīmīgi iepriekšējos datu vākšanas instrumenta izstrādes posmos (fokusgrupas diskusijā un intervijās), un tika atbilstoši iestrādāti anketas saturā un "izvēles uzdevumos". Pilot-aptaujas rezultāti norādīja, ka šo aspektu ietekme uz monetāro novērtēšanu varētu būt nozīmīgāka, kā gaidīts.

Kopā ņemot, tika secināts, ka gan minētie aspekti, gan negatīvā fona ietekme rada tik daudz ārēju apstākļu, ka tas varētu traucēt noskaidrot galveno monetārās novērtēšanas jautājumu – kādu vērtību sabiedrība piešķir (aizsprostu ietekmēto) upju stāvokļa uzlabošanai, kas ir šīs monetārās novērtēšanas galvenais uzdevums, lai iegūtu novērtējumus sabiedrības labklājības ieguvumiem no šo upju stāvokļa uzlabošanas un vides mērķu sasniegšanas. Tādēļ, balstoties uz pilot-aptaujas rezultātiem, tika nozīmīgi labota anketas daļa attiecībā uz upju stāvokļa uzlabošanas vērtēšanu. It īpaši, scenāriju (programmu variantu) novērtēšana tika pārfokusēta uz "sabiedriskā īpašuma aizsprostiem", "izvēles uzdevumiem" tika laboti scenāriju vērtēšanai izmantotie rādītāji, atstājot tikai rādītājus, kas raksturo upju aizsprostu skaitu

¹⁹ Šo respondentu (n=7) atbildes atvērtā formāta jautājumā *"Kāds ir iemesls Jūsu viedoklim, ka ar papildu pasākumiem nevarētu uzlabot aizsprostu ietekmēto upju stāvokli? Lūdzu, paskaidrojiet, kāpēc Jums tas liekas neticami!":* "neticu, ka kāds tos īstenotu, savāks tik naudu, vai tad kāds privātos dambjos iekļausies?"; "valdība daudzkārt demonstrējusi savu nekompetenci, nav ticības, ka ar šo būs citādi"; "naudas līdzekļi tiks izmantoti citām vajadzībām"; "parasti šādi darbi plānojas, kur projektos tiek iztērēti daudz līdzekļu, un tad viss ar to beidzas"; "cenšas uzlikt jaunus nodokļus, no kuriem maz tiek kaut kas īstenots"; "naudas izspiešana un nekas vairāk"; "nesaimnieciski rīkojas ar naudu".

²⁰ Visbiežāk atzīmētie iemesli "Es uzskatu, ka maksāt vajadzētu tiem, kas rada šo vides problēmu, nevis man (piemēram, mazo hidroelektrostaciju vai aizsprosta būvju īpašniekiem)" 23 % un "Es neuzticos, ka ievāktā nauda tiktu izmantota paredzētajam mērķim" 17 %.

²¹ Attiecībā uz iekšzemes ūdeņiem dotais ir pirmais šāds pētījums Latvijā, tādēļ nav salīdzināmu datu. Taču šādi pētījumā Latvijā ir veikta attiecībā uz Latvijas jūras ūdeņiem, vērtējot sabiedrības ieguvumus no dažādiem jūras vides kvalitātes uzlabošanas aspektiem. Salīdzinājumam no līdzīga pētījuma Latvijā 2019. gadā saistībā ar jūras bioloģisko daudzveidību un aizsargājamām jūras teritorijām (AKTiiVS, 2022a), kurā arī tika izmantota "izvēles eksperimenta metode", tikai 18 % respondentu visos "izvēles uzdevumos" izvēlējās "bez uzlabojumu scenāriju", un no visiem respondentiem, kas kaut vienā "izvēles uzdevumā" izvēlējās "bez uzlabojumu scenāriju", 50 % respondentu tam norādīja dažādus "protesta" iemeslus.

un vides stāvokli²², un anketā tika labota visa saistītā informācija un jautājumi. Tāpat, tika ieviests papildu posms nacionālās aptaujas īstenošanas gaitā, veicot starp-rezultātu analīzi un pārbaudi.

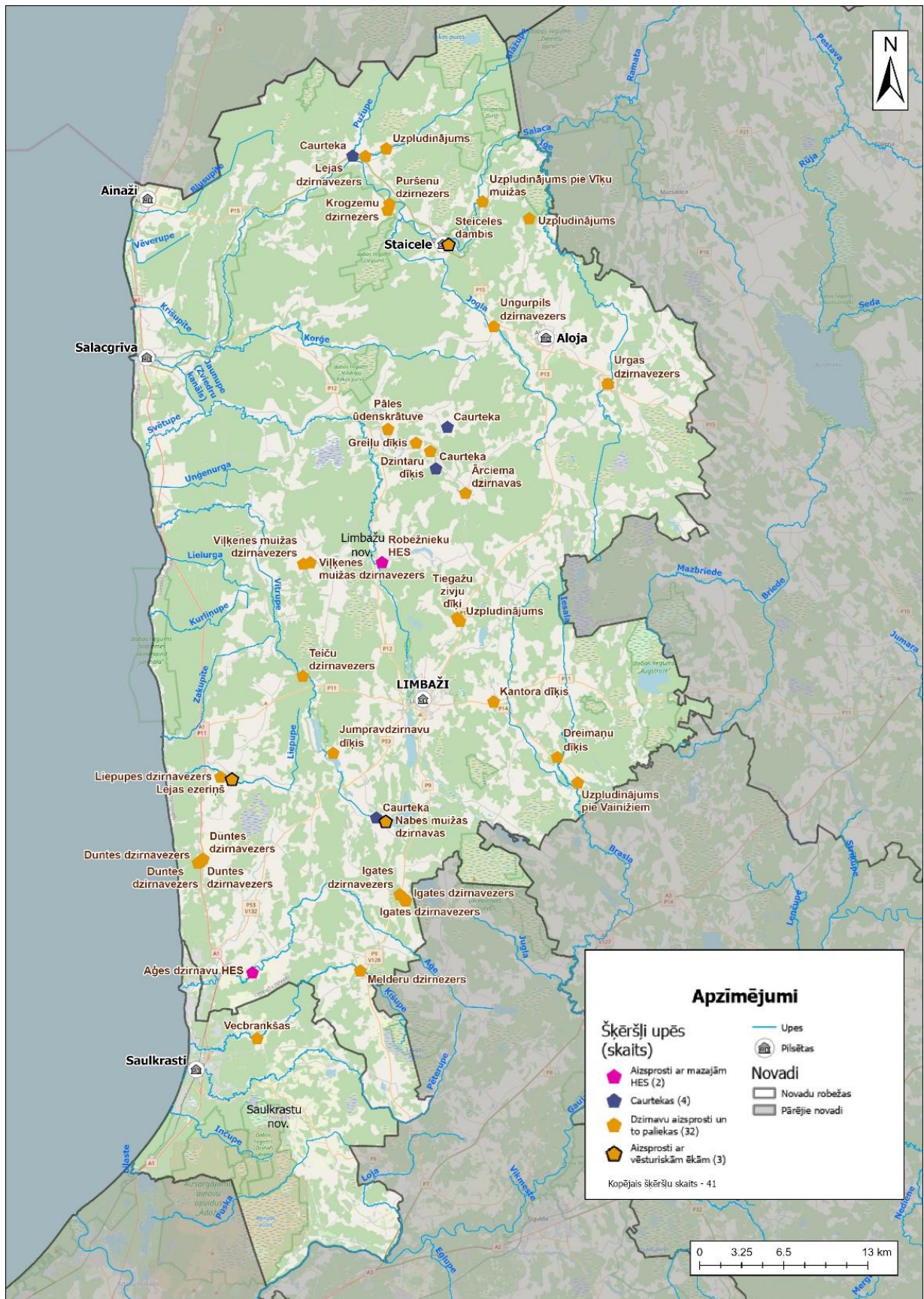
Nacionālās izlases **aptaujas materiāli** ietvēra aptaujas anketu un papildu informācijas failus aptaujas veikšanai. Anketas saturs aptvēra gan jautājumus datu ievākšanai par iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai un rekreācijas ieguvumu novērtēšanai, gan informāciju un jautājumus, lai iegūt nepieciešamos datus “izvēles eksperimenta metodes” pielietošanai, tajā skaitā rezultātu analīzei un interpretācijai.

Aptaujas anketai bija 7 daļas, tā ietvēra 51 jautājumu un ievērojamu apjomu respondentiem sniedzamās informācijas. 1.daļā tika uzdoti jautājumi par respondentu iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai pie ūdeņiem (tai skaitā, par apmeklētajiem ūdeņu veidiem un biežumu, atpūtas aktivitāšu veidiem, svarīgiem apstākļiem vietu izvēlei, aizstājēj-labumu pieejamību). 2.daļā tika uzdoti jautājumi par visbiežāk apmeklēto iekšzemes ūdenstilpi atpūtai pie ūdeņiem (tai skaitā, ūdenstilpes nosaukums, apmeklēšanas biežums). 3.daļā tika uzdoti jautājumi par pēdējo apmeklējumu, lai ievāktu “ceļošanas izmaksu metodei” nepieciešamos datus. 4.daļā tika sniegta informācija par Latvijas upju vides stāvokli, aizsprostiem (tai skaitā, to veidiem un skaitu Latvijā) un to ietekmi. Šajā daļā respondentiem tika arī sniegta karte viņu dzīvesvietas teritorijai ar aizsprostu veidiem, skaitu un atrašanās vietām. Kartes sagatavoja LVĢMC, izmantojot aktuālākos UBAP apkopotos datus par aizsprostiem Latvijā (kartes piemērs divām teritorijām sniegts 4.1. un 4.2. attēlos). Anketas 5.daļā tika sniegta informācija par aizsprostu ietekmēto Latvijas upju vides stāvokļa uzlabošanas iespējām, jau īstenotiem pasākumiem un nepieciešamajiem papildu pasākumiem, noskaidrots respondentu viedoklis par dažādu aizsprostu izmantošanas veidu svarīgumu un nepieciešamajiem pasākumiem, lai uzlabotu upju stāvokli. Tāpat tika sniegta informācija saistībā ar pasākumu programmu variantu novērtēšanu (aprakstot rādītājus un to līmeņus scenārijos, kas ir izmantoti “izvēles uzdevumos”). Anketas 6.daļā bija ietverta informācija saistībā ar “izvēles uzdevumiem” un paši “izvēles uzdevumi”²³, kā arī ar tiem saistīti jautājumi, lai sniegtu informāciju rezultātu analīzei un interpretācijai. Noslēdzošā 7. daļa ietvēra jautājumus respondentu sociāl-demogrāfisko datu iegūšanai (tajā skaitā, lai veiktu izlases reprezentativitātes pārbaudi), kā arī jautājumus par anketas aizpildīšanas procesu.

Nacionālajai izlases aptaujai tika sagatavoti aptaujas materiālu (tai skaitā anketas) varianti CAPI un CAWI, latviešu un krievu valodās.

²² Pilot-aptaujas procesā tika arī noskaidrots papildu iemesls, kāpēc būtu nepieciešams samazināt izmantoto rādītāju skaitu. Respondenti ar zemāku izglītības līmeni anketas monetārās novērtēšanas daļas aizpildīšana radīja grūtības (pārāk apjomīga un sarežģīta, īpaši dēļ daudziem izmantotajiem rādītājiem). Tas bija papildu iemesls, kāpēc tika izņemts “izvēles uzdevumus” vienkāršot, samazinot izmantoto rādītāju skaitu.

²³ Katram respondentam tika uzdoti 8 “izvēles uzdevumi”. “Izvēles uzdevuma” paraugs sniegts 3.2.2. nodaļā.



4.1. attēls. Aptaujas anketā iekļautā karte, lai respondentiem sniegtu informāciju par upju aizsprostiem Latvijā (viņu dzīvesvietas teritorijā) – piemērs Limbažu novadam. (Avots: Pētījuma aptaujas materiāli. Kartes sagatavoja LVGMC.)



4.2. attēls. Aptaujas anketā iekļautā karte, lai respondentiem sniegtu informāciju par upju aizprostiem Latvijā (viņu dzīvesvietas teritorijā) – piemērs Dobeles novadam. (Avots: Pētījuma aptaujas materiāli. Kartes sagatavoja LVGMC.)

5. Datu ievākšanas pieeja un izlases raksturojums

Dati tika iegūti Latvijas iedzīvotāju aptaujā no nacionālas izlases, kas pēc lieluma un sastāva ir reprezentatīva Latvijas iedzīvotāju kopumam. Līdz ar to, rezultāti atspoguļo Latvijas iedzīvotāju kopuma viedokļus un vērtējumus.

Izlases veidošanas pieeja ietvēra palielinātas apakš-izlases divos Latvijas novados, lai sniegtu lielāku novērojumu skaitu (rezultātu statistiskajai analīzei) detalizētākai lokālu teritoriju analīzei. Palielinātām apakš-izlasēm tika izvēlēti Limbažu un Dobeles novadi (100 respondenti katrā novadā), kas raksturo novērtēšanas vides un sociālekonomisko kontekstu dažādību. Limbažu novads ietver nozīmīgas ceļotājiņvju upes un Baltijas jūras piekrasti (kam varētu būt ietekme uz iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai), savukārt Dobeles novads ietver līdzenumu upes ar aizsprostiem.

Informācija par aptaujas veikšanu

Aptaujas izpildītājs:	Pētījumu centrs SKDS
Ģenerālais kopums:	Latvijas pastāvīgie iedzīvotāji vecumā no 18 līdz 77 gadiem
Izmantotās izlases lielums:	1000 respondenti (ģenerālajam kopumam reprezentatīva izlase) (301 – CAPI, 699 – CAWI)
Izlases metode:	Stratificētā izlase pēc administratīvi teritoriālās stratifikācijas pazīmes (CAPI); kvotu izlase (CAWI)
Kvotu sociāl-demogrāfiskie parametri:	Dzimums, vecums, tautība, izglītības līmenis, dzīvesvietas administratīvais reģions
Aptaujas veikšanas metode:	Interneta aptauja (CAWI) un tiešās intervijas respondentu dzīvesvietās (CAPI)
Aptaujas veikšanas laiks:	No 25.10.2025. līdz 21.11.2025.
CAPI intervijās iesaistīto intervētāju skaits:	26 intervētāji

Nacionālā izlases aptauja ir veikta, kombinējot tiešās intervijas respondentu dzīvesvietā (CAPI) un uz interneta paneli balstītas intervijas (CAWI)²⁴. Arvien vairāk aptauju veikšanā tiek izmantotas uz interneta paneli balstītas aptaujas, ko galvenokārt nosaka tiešo interviju augstās izmaksas. Taču tiek arī atzīmēts, ka CAWI ierobežo iespēju panākt Latvijas iedzīvotāju kopumam reprezentatīvu izlasi. Ir iedzīvotāju grupas, kas caur interneta paneļiem ir grūti sasniedzamas. Šādām aptaujām citās valstīs tiek izmantotas tikai CAWI, un, salīdzinot sociāl-demogrāfiskos rādītājus izlasē un ģenerālajā kopumā, izlasēs bieži ir vērojams jaunāks vidējais vecums un augstāks vidējais izglītības un ienākumu līmenis, atzīstot, kas tas ir saistīts ar CAWI izmantošanu. Šī iemesla dēļ pētījumos Latvijā saistībā ar ūdeņu ekosistēmu monetāro novērtēšanu līdz šim ir izmantota kombinēta pieeja (CAPI un CAWI), lai ar CAPI sasniegtu iedzīvotāju grupas, kas ir grūti sasniedzamas ar CAWI (piemēram, [AKTiivs \(2022a\)](#), [AKTiivs \(2022b\)](#)). Šī pieeja ir izmantota arī šajā pētījumā.

Vēl viena CAWI kvalitātes problēma ir saistīta ar pavirši aizpildītām anketām (analīzi par šo jautājumu skat. piemēram, [Leiner D. J. \(2019\)](#)). Lai arī nav vienkāršas un standartizētas pieejas, lai identificētu šādus respondentus, var izmantot noteiktus indikatorus, piemēram, anketas aizpildīšanas ātrums, vērtējot individuāla respondenta anketas aizpildīšanas ātrumu pret vidējo ātrumu izlasē ([Leiner D. J., 2019](#)). Šajā pētījumā kā kvalitātes pārbaudes indikators ir izmantots anketas aizpildīšanai patērētais laiks (datos fiksēts katram respondentam). IZanalizējot datus par vidējo anketas aizpildīšanas laiku CAPI un CAWI intervijās un izlasē kopumā, no izlases tika izslēgti CAWI respondenti, kuriem anketas aizpildīšanas laiks bija īsāks par 10 minūtēm. Rezultātā gala datu kopā ir iekļauti 1000 respondenti.

²⁴ CAPI – computer assisted personal interviews; CAWI computer assisted web interviews.

5.1. tabulā sniegts Latvijas iedzīvotāju kopuma un analizē izmantotās izlases (N=1000) salīdzinājums, raksturojot Latvijas iedzīvotāju un izlases respondentu sadalījumu grupās visiem izlases reprezentativitātes rādītājiem. Lielākā novirze sadalījumam izlasē no sadalījuma ģenerālajā kopumā ir attiecībā uz iedzīvotāju daļa ar zemāko izglītības līmeni (attiecīgā iedzīvotāju daļa ir 11,7 % ģenerālajā kopumā un 8,1 % izlasē). Šī novirze izveidojās dēļ pētījuma gaitā identificētās grūtības iegūt novērojumus (pilnībā aizpildītas anketas) iedzīvotāju grupā ar zemāko izglītības līmeni dēļ anketas sarežģītības. Otra lielākā novirze ir respondentu sadalījumam pēc Latvijas reģioniem (novirze Zemgales reģionam +3,5% un Rīgas un Pierīgas reģionam -3,5%), kur novirze ir saistīta ar palielinātajām apakš-izlasēm Dobeles un Limbažu novados.

Šo noviržu ietekme uz labklājības ieguvumu monetārā novērtējuma rezultātiem tika ņemta vērā rezultātu statistiskajā analizē.

5.1. tabula. Izlases reprezentativitātes raksturojums (atbilstoši kvotu parametriem). (Avots: Nacionālās statistikas un aptaujas dati.)

Piezīmes. Nacionālās statistikas dati ģenerālajam kopumam atbilstoši izlases vecuma grupai (18-77 gadi). ^[1] LR PMLP iedzīvotāju reģistra dati uz 27.01.2025; ^[2] CSP dati par izglītību. Izlases lielums N=1000 respondenti.

	Iedzīvotāju skaita sadalījums (%) ģenerālajā kopumā	Respondentu skaita sadalījums (%) izlasē (N=1000)
KOPĀ	100.0 %	100.0 %
REĢIONS	[1]	
Rīga un Pierīga	46.8	43.3
Vidzeme	14.1	16.6
Kurzeme	14.4	12.7
Zemgale	11.5	15
Latgale	13.2	12.4
DZIMUMS	[1]	
Vīrieši	48.0	48.0
Sievietes	52.0	52.0
VECUMS	[1]	
18 - 24 g.v.	9.2	10.1
25 - 34 g.v.	14.8	13.1
35 - 44 g.v.	20.6	18.6
45 - 54 g.v.	18.6	19.1
55 - 63 g.v.	18.2	19.5
64 - 77 g.v.	18.5	19.6
TAUTĪBA	[1]	
Latvieši	58.5	59.8
Citi	41.5	40.2
IZGLĪTĪBA	[2]	
Pamatizglītība (pabeigta vai nepabeigta), ISCED 0.-2.līmenis	11.7	8.1
Vidējā (vispārējā un profesionālā), ISCED 3.-4.līmenis	54.8	56.6
Augstākā ISCED, 5.-8.līmenis	33.5	35.3

5.2. tabula. Dati par citiem izlases sociāl-demogrāfiskajiem raksturotājiem. (Avots: Nacionālās statistikas un aptaujas dati.)

Mājsaimniecības vidējais lielums izlasē: 2,5 personas.	
Latvijā (CSP dati 2025.gadam ²⁵): 2,21 persona.	
Respondentu sadalījums pēc nodarbinātības statusa	
<i>N=1000</i>	% (no 100)
Pilna laika nodarbinātais(-ā)	51.6
Nepilna laika nodarbinātais(-ā)	7.0
Pensionārs(-e)	20.6
Students(-e)	5.1
Mājsaimnieks(-ce) (tai skaitā bērnu kopšanas atvaļinājumā)	4.0
Pašnodarbinātais(-ā)	5.6
Bezdarbnieks(-ce)	6.1
Respondentu sadalījums pēc personīgā ienākuma līmeņa kategorijām (visa veida ienākumi pēc nodokļu nomaksas, vidēji mēnesī)	
<i>N=912 (88 respondenti nevēlējās norādīt ienākumu līmeni)</i>	% (no 100)
Līdz 400 eiro	13.8
401 – 600 eiro	13.6
601 – 800 eiro	17.2
801 – 1100 eiro*	20.0
1101 – 1400 eiro	13.5
1401 – 1800 eiro	11.1
1801 un vairāk eiro	10.9
* Izlases vidējā ienākumu kategorija. Vidējie mājsaimniecības rīcībā esošie ienākumi uz 1 mājsaimniecības locekli mēnesī Latvijā (CSP dati ²⁶ pēdējam pieejamajam gadam 2023.gadā): 848 eiro.	

Līdzīga reprezentativitāte kā kopējai izlasei ir arī apakš-izlasei bez “protestētājiem” (skat. 5.3. tabulu), kas ir izmantota monetārās novērtēšanas datu analīzē (detalizētāka informācija sniegta 3.2.3. nodaļā).

²⁵ CSP datu tabula “MVS011. “Privāto mājsaimniecību kopējais skaits un mājsaimniecības vidējais lielums reģionos, valstspilsētās, novados, laukos un pilsētās gada sākumā 2012 – 2025”, https://data.stat.gov.lv/pxweb/lv/OSP_PUB/START_POP_MV_MVS/MVS011.

²⁶ CSP datu tabula “MIS010. Mājsaimniecību rīcībā esošie ienākumi (eiro mēnesī) 2004 - 2023”, https://data.stat.gov.lv/pxweb/lv/OSP_PUB/START_POP_MI_MIS/MIS010.

5.3. tabula. Monetārajai novērtēšanai izmantotās apakš-izlases bez “protestētājiem” reprezentativitātes raksturojums (atbilstoši kvotu parametriem). (Avots: Nacionālās statistikas un aptaujas dati.)

Piezīmes. Nacionālās statistiskas dati ģenerālajam kopumam atbilstoši izlases vecuma grupai (18-77 gadi). ^[1] LR PMLP ledzīvotāju reģistra dati uz 27.01.2025; ^[2] CSP dati par izglītību. Izlases lielums 765 respondenti.

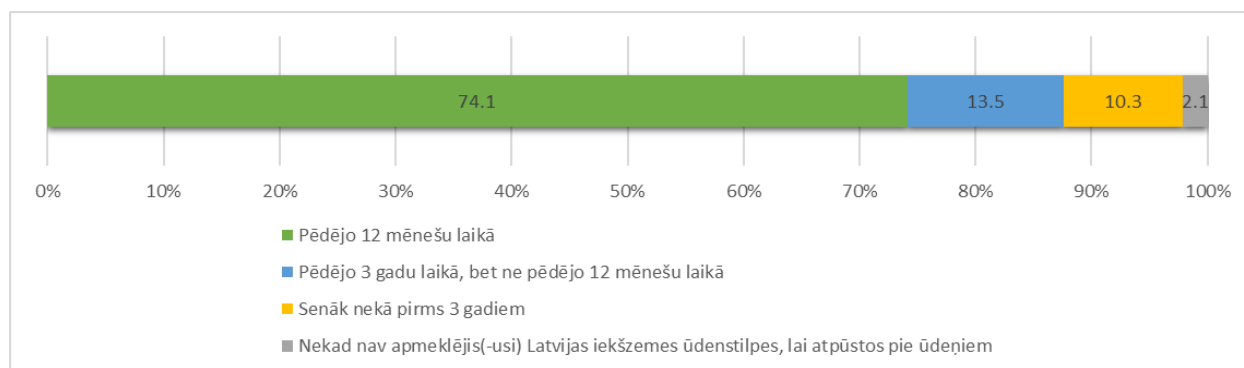
	Iedzīvotāju skaita sadalījums (%) ģenerālajā kopumā	Respondentu skaita sadalījums (%) izlasē (N=765)
KOPĀ	100.0 %	100.0 %
REĢIONS	[1]	
Rīga un Pierīga	46.8	43.9
Vidzeme	14.1	16.6
Kurzeme	14.4	11.4
Zemgale	11.5	16.2
Latgale	13.2	11.9
DZIMUMS	[1]	
Vīrieši	48.0	46.9
Sievietes	52.0	53.1
VECUMS	[1]	
18 - 24 g.v.	9.2	10.7
25 - 34 g.v.	14.8	14.2
35 - 44 g.v.	20.6	19.5
45 - 54 g.v.	18.6	18.2
55 - 63 g.v.	18.2	18.4
64 - 77 g.v.	18.5	19.0
TAUTĪBA	[1]	
Latvieši	58.5	59.6
Citi	41.5	40.4
IZGLĪTĪBA	[2]	
Pamatizglītība (pabeigta vai nepabeigta), ISCED 0.-2.līmenis	11.7	8.4
Vidējā (vispārējā un profesionālā), ISCED 3.-4.līmenis	54.8	57.5
Augstākā ISCED, 5.-8.līmenis	33.5	34.1

6. Latvijas iedzīvotāju iekšzemes ūdeņu izmantošana atpūtai pie ūdeņiem

Aptauja sniedz nacionāli reprezentatīvus datus par Latvijas iedzīvotāju iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai pie ūdeņiem. Aptaujā tika ietvertas dabiskās ūdenstilpes (ezeri un upes) un uz upēm izveidojušās ūdenskrātuves (dēļ aizsprostiem uz upēm). Mākslīgi radīti uzpludinājumi karjeros vai izrakti dīķi netika ietverti.

88 % Latvijas iedzīvotāju izmanto iekšzemes ūdeņus atpūtai pie ūdeņiem (apmeklējuši vismaz reizi pēdējo trīs gadu laikā), un **74 % tos izmanto regulāri** (vismaz reizi pēdējā gada laikā), skat. 6.1. attēlu.

Lai raksturotu atšķirības dažādās Latvijas teritorijās ir izmantoti dati Dobeles un Limbažu novadiem.²⁷ Dobeles novadā attiecīgās iedzīvotāju daļas ir 79 % un 64 %. Savukārt, Limbažu novadā 86 % un 77 %, parādot gan lielāku kopējo iekšzemes ūdeņu izmantotāju īpatsvaru, gan, jo īpaši, regulāro izmantotāju īpatsvaru kā Dobeles novadā.



6.1. attēls. Latvijas iedzīvotāju daļa, kas izmanto iekšzemes dabiskās ūdenstilpes (ezerus, upes un ūdenskrātuves uz upēm virs aizsprostiem) atpūtai pie ūdeņiem (% no kopskaita). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

Piezīmes. Nacionāli reprezentatīva izlase, N=1000.

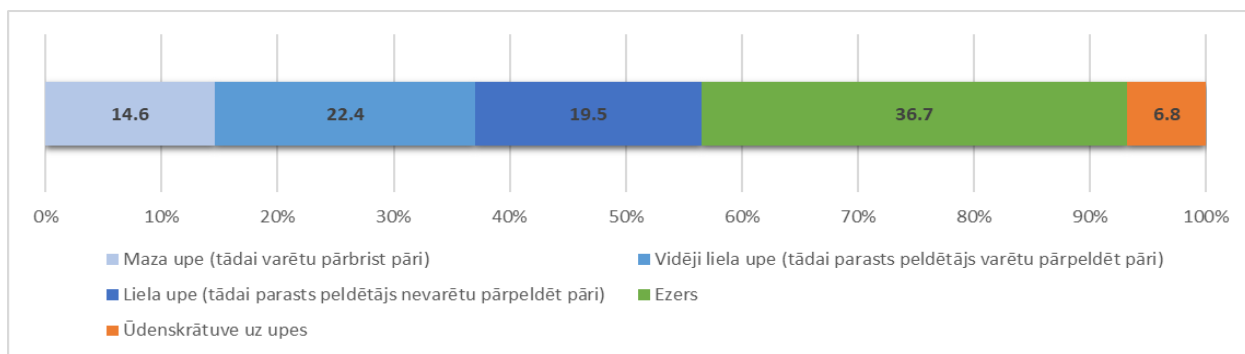
Visbiežāk izmantotais iekšzemes ūdenstilpju veids atpūtai pie ūdeņiem ir ezeri – tos atzīmējuši 75 % no visiem iekšzemes ūdeņu izmantotājiem atpūtai, un šo ūdenstilpju izmantošanas īpatsvars veido 37 % no visiem izmantotajiem ūdenstilpju veidiem (skat. 6.2. attēlu).

Pētījuma kontekstā jāatzīmē, ka **ievērojama Latvijas iedzīvotāju daļa izmanto atpūtai pie ūdeņiem mazas un vidējas upes**, un tieši šādas upes ietekmē aizsprosti. Šo ūdenstilpju izmantošanas īpatsvars ir tikpat liels kā ezeriem – **37 % no visiem izmantotajiem ūdenstilpju veidiem**.

Savukārt, **ūdenskrātuves uz upēm, kas izveidojušās dēļ aizsprostiem, atpūtai pie ūdeņiem izmanto tikai 14 % no iekšzemes ūdeņu izmantotajiem, un šādu ūdenskrātuvju izmantošanas īpatsvars veido tikai 7 % no visiem atpūtai izmantotajiem ūdenstilpju veidiem. Tikai 0,7 % iekšzemes ūdeņu izmantotāju (6 respondenti no 876) atzīmējuši, ka izmanto tikai ūdenskrātuves uz upēm.**

Jāatzīmē, ka 60 % iekšzemes ūdeņu izmantotāju atzīmējuši vismaz divus vai vairāk ūdeņu veidus (27 % atzīmējuši vienlaikus 3-5 veidus). Šie dati kopumā raksturo, ka **vienlaikus tiek izmantoti dažādi iekšzemes ūdeņu veidi**.

²⁷ Šiem novadiem tika izmantotas palielinātas apakš-izlases (100 respondenti no katra novada). Taču jāņem vērā, ka novadu datiem ir lielāka nenoteiktība, jo apakš-izlases vienalga ir balstītas uz nelielu novērojumu skaitu ar lielākām novirzēm sociāl-demogrāfiskajos reprezentativitātes parametros.



6.2. attēls. Latvijas iedzīvotāju atpūtai pie ūdeņiem izmantotie iekšzemes ūdenstilpju veidi – katra ūdenstilpju veida izmantošanas īpatsvars % no visiem respondentu atpūtai apmeklētajiem ūdenstilpju veidiem. (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

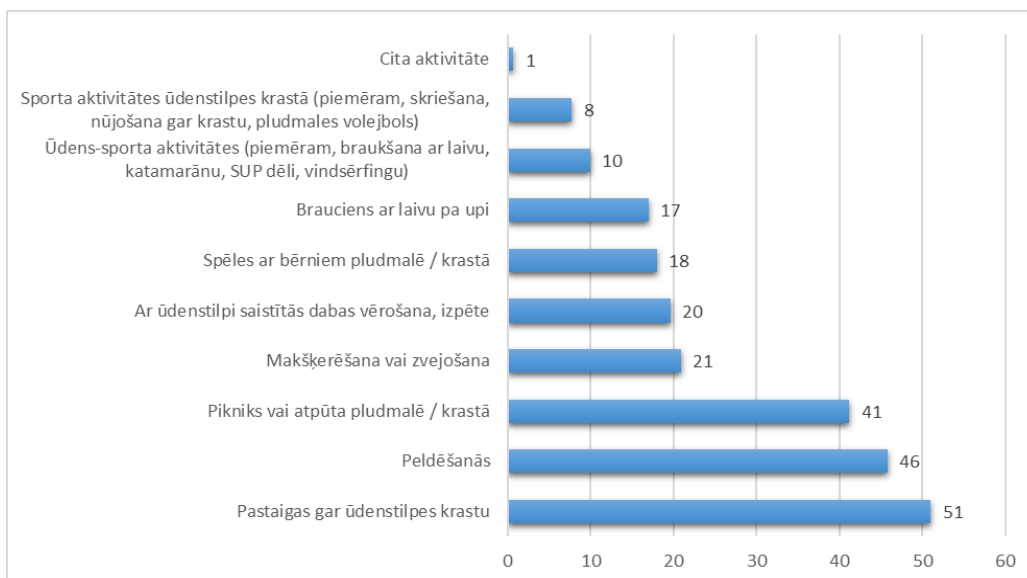
Piezīmes. Nacionāli reprezentatīva izlase; N=876 (respondenti, kuri apmeklējuši iekšzemes dabiskās ūdenstilpes (ezerus, upes un ūdenskrātuves uz upēm virs aizsprostiem) atpūtai pie ūdeņiem vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā). Kopējais novērojumu skaits N=1784 (visi respondentu atzīmētie varianti ūdenstilpju veidiem, ko ir apmeklējuši atpūtai pie ūdeņiem).

Atšķirībā **Dobeles novadā** jāatzīmē lielāks īpatsvars iedzīvotāju, kas izmantot ūdenskrātuves virs aizsprostiem – 25 % no iekšzemes ūdeņu izmantotajiem un 13 % no visiem atpūtai izmantotajiem ūdenstilpju veidiem, kā arī lielāks īpatsvars mazo upju izmantošanai – 22 % no visiem atpūtai izmantotajiem ūdenstilpju veidiem. Savukārt, **Limbažu novadā** minēto ūdenstilpju veidu izmantošanai situācija ir pretēja – ūdenskrātuves virs aizsprostiem izmantošanu atzīmējuši tikai 2 % no iekšzemes ūdeņu izmantotajiem, veidojot 1,4 % no visiem atpūtai izmantotajiem ūdenstilpju veidiem, bet mazo upju izmantošana veido 11 % no visiem atpūtai izmantotajiem ūdenstilpju veidiem. Šajā novadā ir ievērojami lielāks ezeru izmantošanas īpatsvars (87 % iekšzemes ūdeņu izmantotāju un 51 % no visiem atpūtai izmantotajiem ūdenstilpju veidiem salīdzinājumā ar 63% un 33 % Dobeles novadā).

6.3. attēlā sniegtie dati raksturo **Latvijas iedzīvotāju iesaisti dažādās atpūtas aktivitātēs saistībā ar iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai pie ūdeņiem**. Jāatzīmē, ka šie dati katrai aktivitātei raksturo Latvijas iedzīvotāju iesaistes līmeni (ne intensitāti). Tie iekļauj atbildes, ja aktivitāte ir veikta vismaz reizi pēdējā gada laikā, tādēļ tie parāda konservatīvu novērtējumu Latvijas iedzīvotāju daļai, kas ir iesaistīti katrā aktivitātē, jo ir ieskaitīti tikai regulārie iekšzemes ūdeņu izmantotāji. Ja ieskaitītu arī neregulārus iekšzemes ūdeņu izmantotājus, procentuālās daļas katrai aktivitātei būtu lielākas.

Populārākās atpūtas aktivitātes ir pastaigas gar ūdenstilpes krastu (ar šo aktivitāti nodarbojas 51 % Latvijas iedzīvotāju), peldēšanās (46 % iedzīvotāju) un pikniks vai atpūta pludmalē/krastā (41 % iedzīvotāju). 21 % Latvijas iedzīvotāju nodarbojas ar makšķerēšanu vai zvejošanu, un 17 % ar braukšanu ar laivām pa upi.

Limbažu novadā attiecīgie iedzīvotāju īpatsvari ir 58 % attiecībā uz pastaigām gar ūdenstilpes krastu, 53 % attiecībā uz peldēšanos, un 23 % attiecībā uz pikniku vai atpūtu pludmalē/krastā, un vairāk kā vidēji Latvijā makšķerēšanai (29 % iedzīvotāju) un braukšanai ar laivām pa upi (21 % iedzīvotāju). Dobeles novadā situācija ir līdzīgāka vidējai Latvijā, bet ar mazāku iedzīvotāju īpatsvaru braukšanai ar laivām pa upi (14 % no iedzīvotājiem).



6.3. attēls. Latvijas iedzīvotāju daļa (%), kas veic minētās atpūtas aktivitātes iekšzemes ūdeņos. (Avots: Aprēķins no nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas datiem, 2025.gads.)

Piezīmes. Nacionāli reprezentatīva izlase. Dati no respondentiem, kuri apmeklējuši iekšzemes ūdenstilpes atpūtai vismaz reizi pēdējā gada laikā (N=741), un norādīja kā veiktu minēto aktivitāti lielākajā daļā savu atpūtas apmeklējumu. Iedzīvotāju daļa % katrai aktivitātei aprēķināta pret kopējo izlasi (N=1000).

6.1. tabulā sniegts no aptaujas datiem aprēķinātais atpūtas apmeklējumu skaits gadā vidēji uz vienu iekšzemes ūdeņu izmantotāju atpūtai (kuri apmeklējuši iekšzemes ūdeņus atpūtai vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā), kur tas ir vidēji 16,5 atpūtas apmeklējumi gadā.

6.1. tabula. Atpūtas apmeklējumu skaits gadā vidēji uz 1 iekšzemes ūdeņu izmantotāju atpūtai pie ūdeņiem. (Avots: Aprēķins no nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas datiem, 2025.gads.)

Piezīmes. Kā izmantotāji pieņemti respondenti, kuri apmeklējuši iekšzemes ūdeņus atpūtai vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā (N=876).

	Apmeklējumu skaits gadā vidēji uz 1 iekšzemes ūdeņu izmantotāju atpūtai
Aritmētiskais vidējais	16,5
Standartnovirze	34,2
Aritmētiskā vidējā 95 % ticamības intervāls	14,3-18,8
Mediāna	5
Minimālais skaits izlasē	0,3
Maksimālais skaits izlasē	365

Aprēķinot vidējo no visas izlases (kas raksturo visu iedzīvotāju kopumu), iekšzemes ūdeņu apmeklējumu atpūtai skaits gadā ir vidēji 14,5 apmeklējumi (12,5-16,5 vidējā 95 % ticamības intervālā²⁸) uz vienu (pieaugušo) Latvijas iedzīvotāju. Ar pieaugušo iedzīvotāju skaitu 1,515 milj.²⁹, tas kopā veido 21,9 miljonus apmeklējumu vidēji gadā (18,9-25,0 milj. vidējā 95 % ticamības intervālā). Ņemot vērā apmeklējumu skaita datu nevienmērīgo sadalījumu (it īpaši, nelielu skaitu ļoti augsto vērtību), konservatīvs novērtējums

²⁸ Vidējā 95 % ticamības intervāls aprēķināts kā [izlases vidējais ± kļūdas robeža] atbilstoši formulai $\bar{x} \pm t \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$, kur t ir kritiskā t vērtība, s izlases standartnovirze, n novērojumu skaits. Ar 95 % ticamību var apgalvot, ka kopuma faktiskais vidējais ir dotajā intervālā.

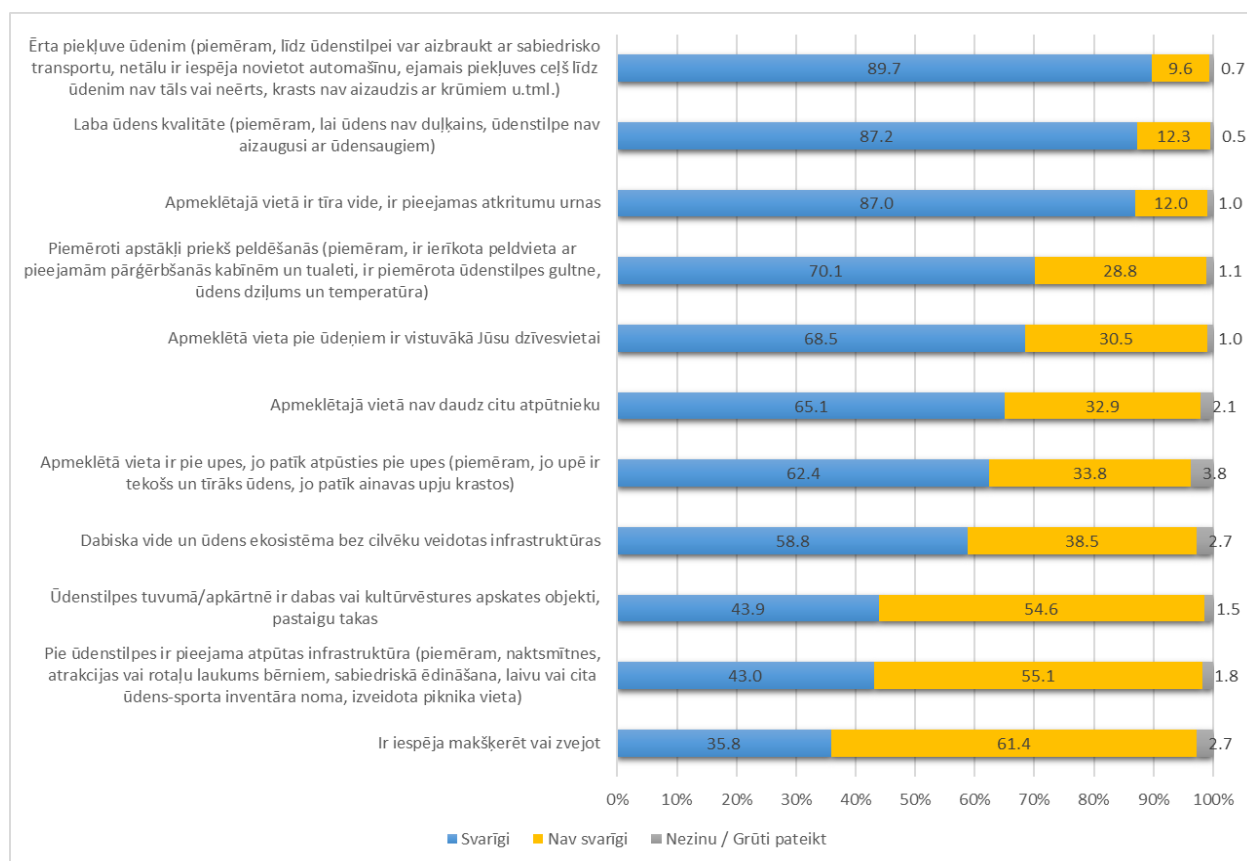
²⁹ LR PMLP iedzīvotāju reģistra dati uz 01.2025.

būtu izmantot izlases mediānu, nevis aritmētisko vidējo. Balstoties uz mediānu³⁰, **aprēķinātais Latvijas (pieaugušo) iedzīvotāju iekšzemes ūdeņu apmeklējumu atpūtai skaits gadā ir 7,6 milj. apmeklējumu.**

Jāatzīmē, ka gan Dobeles, gan Limbažu novados aprēķinātais vidējais apmeklējumu skaits uz vienu (pieaugušo) iedzīvotāju ir ievērojami zemāks kā vidēji Latvijā (14,5 apmeklējumi) – 9,2 apmeklējumi vidēji gadā Dobeles novadā un 9 apmeklējumi Limbažu novadā, bet mediāna ir vidēji 5 apmeklējumi Limbažu un 3 apmeklējumi Dobeles novadā.

6.4. attēlā raksturots **Latvijas iedzīvotāju novērtējums dažādu apstākļu svarīgumam, izvēloties vietu atpūtai pie iekšzemes ūdeņiem.** Kā nozīmīgākie apstākļi ir novērtēti ērta piekļuve ūdenim, laba ūdens kvalitāte un tīra vide (kā svarīgus atzīmējuši attiecīgi 90 % un 87 % respondentu, kas apmeklējuši iekšzemes ūdenstilpes atpūtai pie ūdeņiem vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā). Mazākā respondentu daļa kā svarīgu novērtējuši, lai ūdenstilpē ir iespēja makšķerēt (36 % respondentu) un lai pie ūdenstilpes ir pieejama atpūtas infrastruktūra (kā piemēram, naktsmītnes, atrakcijas vai rotaļu laukums bērniem, sabiedriskā ēdināšana, laivu vai cita ūdens-sporta inventāra noma, izveidota piknika vieta) (43 % respondentu). Rezultāti norāda, ka Latvijas iedzīvotājiem kopumā svarīgāka ir laba piekļuve un vides kvalitāte, nekā speciāla atpūtas infrastruktūra.

Pētījuma kontekstā **jāatzīmē ievērojamā iedzīvotāju daļa, kam vietas izvēlē ir svarīga atpūta pie upes** (anketā iekļautais apstākļu variants *“Apmeklētā vieta ir pie upes, jo patīk atpūsties pie upes (piemēram, jo upē ir tekošs un tīrāks ūdens, jo patīk ainavas upju krastos)”*) – to kā svarīgu apstākli vietas izvēlei atzīmējuši **62 % respondentu.**



6.4. attēls. Latvijas iedzīvotāju novērtējums apstākļiem, izvēloties apmeklējamo vietu atpūtai pie ūdeņiem (respondentu sadalījums % pēc atbilstošajiem variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.) Piezīmes. Nacionāli reprezentatīva izlase. Dati no respondentiem, kuri apmeklējuši iekšzemes ūdenstilpes atpūtai vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā (N=876). Anketas jautājuma formulējums *“Cik Jums bija svarīgi minētie apstākļi, kad*

³⁰ Vidēji 5 atpūtas apmeklējumi gadā gan izmantotāju izlasē, gan kopējā izlasē.

Jūs izvēlējāties apmeklēt konkrēto vietu vai vietas pie iekšzemes ūdenstilpēm atpūtai pie ūdeņiem?”. Apvienotas atbildes “ļoti svarīgi” + “diezgan svarīgi” un “ne pārāk svarīgi” + “pilnīgi nesvarīgi”.

6.2. tabulā sniegti aptaujas dati par vidējo attālumu līdz tuvākajai iekšzemes ūdenstilpei, ko iekšzemes ūdeņu izmantotāji ir apmeklējuši atpūtai pie ūdeņiem.³¹ Dati norāda, ka **tuvākā atpūtai pie ūdeņiem apmeklētā ūdenstilpe ir vidēji 9,4 km attālumā no dzīvesvietas** (7,9-10,8 vidējā 95 % ticamības intervāls). Ņemot vērā nevienmērīgo attāluma datu sadalījumu (it īpaši, nelielu skaitu ļoti augsto vērtību), situāciju labāk raksturo datu **mediāna – 3 km, bet visbiežāk norādītais attālums (Moda) ir 1 km.**

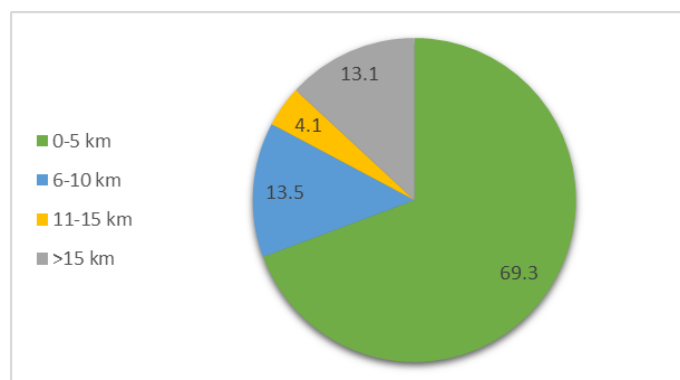
Dati arī parāda, ka **turpat 70 % iekšzemes ūdeņu izmantotāju tuvākā atpūtai apmeklētā iekšzemes ūdenstilpe ir līdz 5 km attālumā no dzīvesvietas** (skat. 6.5. attēlu), un **87 % tā atrodas līdz 15 km attālumā.**

Dobeles novadā tuvākā atpūtai pie ūdeņiem apmeklētā ūdenstilpe ir vidēji 8,3 km attālumā no dzīvesvietas (4,3-12,4 vidējā 95 % ticamības intervāls), **mediānas attālums ir 5 km** un visbiežāk norādītais attālums ir 1 km. 61 % iekšzemes ūdeņu izmantotāju tuvākā atpūtai apmeklētā iekšzemes ūdenstilpe ir līdz 5 km attālumā no dzīvesvietas un 90 % tā atrodas līdz 15 km attālumā. Savukārt, **Limbažu novadu** raksturo ievērojami mazāks vidējais attālums – tuvākā atpūtai pie ūdeņiem apmeklētā ūdenstilpe ir vidēji 3,9 km attālumā no dzīvesvietas (2,9-5,0 vidējā 95 % ticamības intervāls), **mediānas attālums ir 2 km** un visbiežāk norādītais attālums ir 1 km. Šajā novadā 84 % iekšzemes ūdeņu izmantotāju tuvākā atpūtai apmeklētā iekšzemes ūdenstilpe ir līdz 5 km attālumā no dzīvesvietas un 94 % tā atrodas līdz 15 km attālumā.

6.2. tabula. Vidējais attālums līdz tuvākajai iekšzemes ūdenstilpei, ko iekšzemes ūdeņu izmantotāji ir apmeklējuši atpūtai pie ūdeņiem. (Aprēķins no nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas datiem, 2025.gads.)

Piezīmes. N=876 (apmeklējuši iekšzemes ūdeņus atpūtai vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā).

	Attālums km
Aritmētiskais vidējais	9,4
Standartnovirze	22,0
Aritmētiskā vidējā 95 % ticamības intervāls	7,9-10,8
Mediāna	3
Moda	1



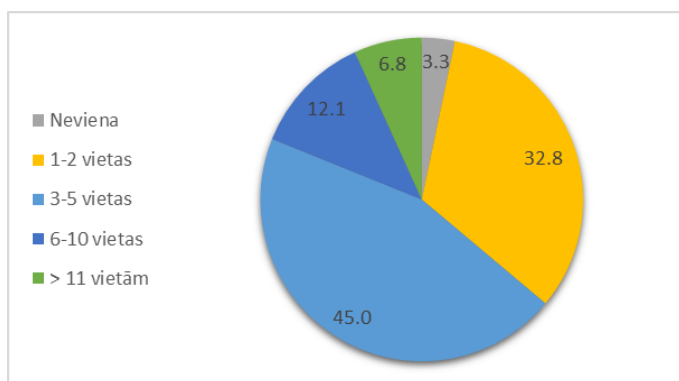
6.5. attēls. Attālums līdz tuvākajai iekšzemes ūdenstilpei, ko iekšzemes ūdeņu izmantotāji ir apmeklējuši atpūtai pie ūdeņiem – respondentu sadalījums % pēc attāluma intervāliem. (Avots: Aprēķins no nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas datiem, 2025.gads.) Piezīmes. Izlases lielums N=876.

³¹ Anketas jautājuma formulējums “Kādā attālumā no Jūsu dzīvesvietas atrodas tuvākā vieta pie iekšzemes ūdenstilpēm (upēm, ezeriem vai ūdenskrātuvēm uz upēm), kuru Jūs esat apmeklējis(-usi), lai atpūstos pie ūdeņiem?”. N=876.

6.6. attēlā raksturota aizvietotāj-labumu pieejamība dzīvesvietas tuvumā atpūtai pie iekšzemes ūdeņiem.³² Dati norāda, ka **33 % iedzīvotāju 15 km apkārtnē ap dzīvesvietu ir 1-2 alternatīvas iekšzemes ūdeņu vietas, kas ir piemērotas atpūtai pie ūdeņiem, bet 64 % iedzīvotāju vairāk par trīs** (līdz pat 10) **alternatīvām iekšzemes ūdeņu vietām.** Šie dati kopumā raksturo lielu alternatīvu pieejamību.

Dobeles novadā attiecīgās iedzīvotāju daļas ir 36 % iedzīvotāju ar 1-2 alternatīvām iekšzemes ūdeņu vietām un 64 % ar vairāk par trīs alternatīvām, bet neviens no respondentiem nav atzīmējis nevienu alternatīvu. Limbažu novadā ir attiecīgi 25 % iedzīvotāju ar 1-2 alternatīvām iekšzemes ūdeņu vietām un 73 % ar vairāk par trīs (līdz pat 10) alternatīvām.

Skatot šos datus apvienojumā ar datiem par izmantotajiem ūdeņu veidiem, pētījuma kontekstā jāsecina, ka **ūdenskrātuvēm virs aizsprostiem ir ļoti neliela esošā izmantošana apvienojumā ar ievērojamu alternatīvu izmantošanu un pieejamību.** Līdz ar to, izmaiņas šādās ūdenskrātuvēs (ja tiek ieviesti pasākumi) skartu tikai ļoti nedaudz Latvijas iedzīvotāju, kas izmanto tās šobrīd un kam nebūtu viegli pieejamu alternatīvu.



6.6. attēls. Atpūtai piemērotu vietu pie iekšzemes ūdenstilpēm (aizvietotāj-labumu) pieejamība 15 km teritorijā (rādiusā) ap dzīvesvietu – respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem. (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.) Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

7. Labklājības ieguvumi no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai pie ūdeņiem

7.1. Rekreācijas ieguvumi iekšzemes ūdeņu izmantotājiem no atpūtas pie ūdeņiem

Ar iekšzemes ūdeņiem saistīto rekreācijas ieguvumu monetāram novērtējumam tiek izmantoti dati no respondentu grupas, kuri ir apmeklējuši iekšzemes ūdeņus atpūtai pēdējā gada laikā (N=741), vaicājot par visbiežāk apmeklēto vietu un pēdējo apmeklējumu. Šāda pieeja sniedz precīzākus datus, ņemot vērā novērtējumam nepieciešamo datu veidus.

Ar NB2 modeli ir aprēķināts atpūtas apmeklējumu skaits atkarībā no ceļošanas izmaksām un patērētāju pārpalikums (consumer surplus (CS)) uz vienu atpūtas apmeklējumu. Ar modeli aprēķinātais vidējais apmeklējumu skaits ir vidēji 14.4 apmeklējumi uz vienu ūdeņu izmantotāju gadā. Aprēķinātās ceļošanas izmaksas ir vidēji 2,98 eiro uz vienu apmeklējumu. Ceļošanas izmaksu koeficients modelī ir negatīvs un statistiski nozīmīgs, pierādot negatīvu sakarību starp ceļošanas izmaksām un atpūtas apmeklējumu skaitu (jo augstākas ceļošanas izmaksas, jo mazāks apmeklējumu skaits). Aprēķinātie ieguvumi – **CS vidēji uz**

³² Anketas jautājuma formulējums “Lūdzu, apdomājiet teritoriju apmēram 15 kilometru attālumā (rādiusā) ap Jūsu dzīvesvietu – cik daudz šajā teritorijā atrodas Jums zināmu vietu pie iekšzemes ūdenstilpēm, kuras Jūsuprāt ir piemērotas atpūtai pie ūdeņiem?”.

vienu iekšzemes ūdenstilpju atpūtas apmeklējumu ir 17.78 eiro ar 95 % ticamības intervālu 12,92-22,64 eiro. Tas ir vidējais neto ieguvums iekšzemes ūdeņu izmantotājam no viena apmeklējuma virs monetārajām ceļošanas izmaksām, kas aprēķinātas analizē.³³

7.2. Atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no apmeklētā ūdenstilpes veida

Lai analizētu atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no apmeklētā ūdenstilpes veida, tika aprēķināti atsevišķi modeļi iekšzemes ūdeņu izmantotāju grupām, kuri apmeklētajai ūdenstilpei norādījuši dažādus veidus (ezerus, mazas un vidēji lielas upes, ūdenskrātuves virs upēm). 7.1. tabulā ir sniegti katrai grupai aprēķinātie vidējie ieguvumi (CS) uz vienu apmeklējumu.³⁴ Šie rezultāti parāda augstāko CS uz vienu apmeklējumu ezeriem (28,1 eiro) un zemāko CS uz apmeklējumu mazām un vidējām upēm (5,8 eiro). Ūdenskrātuvēm uz upēm aprēķinātais CS uz apmeklējumu ir 8,7 eiro, taču šim vērtējumam ir ļoti augsta nenoteiktība (liels vidējā ticamības intervāls (TI)), jo respondentu kopa ir pārāk maza (tikai 36 izmantotāji norādījuši ūdenskrātuvi kā apmeklēto ūdenstilpes veidu). Jāuzsver, ka šīs ieguvumu atšķirības jāuztver kā atšķirības ceļa izmaksās un CS starp respondentu grupām pēc viņu visbiežāk apmeklētās ūdenstilpes veida. Tās nenozīmē, ka viena ūdenstilpes veida apmeklējums rada augstāku labklājību pēc būtības, jo ūdenstilpes izvēle ir atkarīga no savstarpēji ietekmējošiem faktoriem, piemēram, tuvuma dzīvesvietai, vietas kvalitātes, brauciena mērķa vai aizvietošanas iespējām.

7.1. tabula. Aprēķināto rekreācijas ieguvumu (patērētāju pārpalikuma (CS)) atšķirības atkarībā no apmeklētā ūdenstilpes veida. (Avots: Ar modeli aprēķināti dati.)

*Piezīmes. Katram veidam atsevišķi aprēķināts modelis, balstoties uz respondentu sniegtajiem datiem par apmeklētās ūdenstilpes veidu. * Respondentu skaits katra modeļa izlasē (kuri apmeklētajai ūdenstilpei norādījuši doto veidu).*

Ūdenstilpes veids	N*	Aprēķinātais rādītājs	Rādītāja vērtība
Mazas un vidēji lielas upes	187	CS (EUR/apmeklējumu)	5.81
		95 % TI	[4.08; 7.54]
Ūdenskrātuves uz upes	36	CS (EUR/apmeklējumu)	8.65
		95 % TI	[0.12; 17.18]
Ezeri	359	CS (EUR/apmeklējumu)	28.08
		95 % TI	[13.26; 42.91]

7.3. Atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no aizstājēj-labumu pieejamības

Lai analizētu atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no aizstājēju pieejamības (vietas ar līdzīgām iespējām atpūtai pie iekšzemes ūdeņiem), tika aprēķināts paplašināts modelis, iekļaujot aizstājēju pieejamību kā papildu parametru un aprēķinot ieguvumu atšķirības ūdeņu izmantotāju grupām ar un bez aizstājējiem. Modelēšanas rezultāts skaidri pierāda, ka aizstājēju pieejamībai tuvējā apkārtnē (15 km rādiusā ap dzīvesvietu) ir nozīmīga ietekme uz rekreācijas ieguvumiem – CS ir zemāks (12,5 eiro uz vienu apmeklējumu), ja ir tie ir pieejami, un augstāks (34,3 eiro uz apmeklējumu), ja tie nav pieejami.³⁵ Šie rezultāti atbilst ekonomikas teorijai – vairāk aizstājēju samazina katra apmeklējuma piekļuves izmaksas un CS. **Šie rezultāti ir jāņem vērā, vērtējot rekreācijas ieguvumus konkrētām (lokālām) teritorijām.**

³³ Ceļošanas izmaksās ir ietvertas tikai transporta izmaksas, bet nav ietverta ceļā patērētā laika vērtība, arī ietekme no kombinētiem/vairāku-mērķu braucieniem. Tādēļ dotais novērtējums ir uzskatāms par konservatīvu ieguvumu novērtējumu. Minēto papildu izmaksu aspektu iekļaušanai izmaksās būtu nepieciešami papildu pieņēmumi (piem., laika vērtības novērtējumam), kas palielinātu novērtējuma nenoteiktību.

³⁴ Detalizēta informācija par šiem rezultātiem sniegta 1.pielikuma 1.2. nodaļā.

³⁵ Detalizēta informācija par šiem rezultātiem sniegta 1.pielikuma 1.3. nodaļā.

7.4. Atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no ceļošanas attāluma līdz apmeklētajai vietai atpūtai pie ūdeņiem

Lai vērtētu rekreācijas ieguvumus lokālām teritorijām (saistībā ar atsevišķu ūdenstilpju izmantošanu), ir svarīgi noskaidrot sakarību starp ceļošanas attālumu un atpūtas apmeklējumu skaitu un ieguvumiem. Tādēļ pētījumā tika analizētas **atšķirības rekreācijas ieguvumos atkarībā no attāluma līdz apmeklētajai iekšzemes ūdeņu vietai**, aprēķinot paplašinātus ceļošanas izmaksu modeļus, kuros tika iekļautas dažādas ceļošanas attāluma parametra specififikācijas un aprēķinātas ceļošanas izmaksu un ieguvumu izmaiņas atkarībā no attāluma. Rezultāti pierāda, ka attālumam ir statistiski nozīmīga ietekme uz ceļošanas izmaksu un CS izmaiņām. Attālumam pieaugot, ceļošanas izmaksu pieaugums palēninās, un tādēļ aprēķinātais CS ir lielāks. Taču tas nenozīmē, ka "tālāki apmeklējumi ir vērtīgāki" (rada lielākus ieguvumus). Lai gan pie lielākiem attālumiem CS pieaug, taču samazinās apmeklējumu skaits. Tādēļ **politikas analīzes vajadzībām, vērtējot ieguvumus lokālām teritorijām, piemērotākais novērtējumu veids ir rēķināt ieguvumus (CS) nevis uz atpūtas apmeklējumu (kas ar attālumu pieaug), bet rēķināt ieguvumus uz vienu izmantotāju, ko aprēķina, reizinot CS uz apmeklējumu (ar attālumu pieaug) ar apmeklējumu skaitu (ar attālumu samazinās)**. Šāds aprēķins pie dažādiem attālumiem ir sniegts 7.2. tabulā. Šajā analīzē tika arī testēta hipotēze – vai pastāv attālums, pie kura apmeklējumu skaits un ieguvumi uz izmantotāju tuvojas nullei. Secināts, ka ar dotajiem nacionālajiem datiem par atpūtas apmeklējumu skaitu un ceļošanas attālumiem hipotēze neizpildās (nav tāda attāluma).³⁶

7.2. tabula. Modelētais rekreācijas apmeklējumu skaits un ieguvumi vidēji uz vienu izmantotāju gadā dažādiem ceļošanas attālumiem (km vienā virzienā). (Avots: Ar modeli aprēķināti dati.).

Piezīmes. Ieguvumi gadā uz vienu izmantotāju ir aprēķināti, reizinot CS uz apmeklējumu no bāzes modeļa (17,78 EUR) ar modelēto apmeklējumu skaitu dotajam ceļošanas attālumam.

Ceļošanas attālums vienā virzienā (km)	Aprēķinātais apmeklējumu skaits uz 1 izmantotāju gadā	Ieguvumi uz 1 izmantotāju EUR gadā
0.5	16.02	284.80
5	15.36	273.07
10	14.66	260.67
20	13.36	237.65
40	11.13	197.89
80	7.82	139.04

7.5. Nacionālie rekreācijas ieguvumi no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai

Lai aprēķinātu kopējos rekreācijas ieguvumus no iekšzemes ūdeņu izmantošanas atpūtai, tiek reizināts patērētāja pārpalikums (CS) uz vienu apmeklējumu ar kopējo atpūtas apmeklējumu skaitu gadā. Tam ir nepieciešami pieeja, kā noteikt kopējo apmeklējumu skaitu. 7.1. nodaļā sniegtie rezultāti parāda vidējo apmeklējumu skaitu gadā uz vienu iekšzemes ūdeņu izmantotāju atpūtai (14,4) un CS uz vienu šādu apmeklējumu (17.78 eiro ar 95 % ticamības intervālu 12,92-22,64 eiro). Lai šo apmeklējumu skaitu ekstrapolētu uz iedzīvotāju kopumu, jāņem vērā izmantotāju proporcija. Analīzei tika veikts aprēķins ar divām pieejām (detalizētāku informāciju skatīt 1. pielikuma 1.4. nodaļā). Turpmāk sniegti rezultāti no pieejas, kas ir uzskatīta par precīzāku un sniedz piesardzīgāku apmeklējumu skaita novērtējumu.

Atbilstoši šai pieejai apmeklējumu skaits tiek aprēķināts pēc sekojošas formulas:

³⁶ Detalizēta informācija par šiem rezultātiem sniegta 1.pielikuma 1.3. nodaļā.

$$A_{sk} = N_{iedzīv} \cdot P_{12m} \cdot \bar{Y}_{izmantotāji}$$

kur $N_{iedzīv}$ ir pieaugušo iedzīvotāju skaits Latvijā (1,515 milj), P_{12m} ir iedzīvotāju proporcija, kuri ir apmeklējuši iekšzemes ūdeņus atpūtai pēdējo 12 mēnešu laikā (74,1 %), un $\bar{Y}_{izmantotāji}$ ir vidējais apmeklējumu skaits izmantotāju grupā (14.4). Tādējādi aprēķinātais kopējais nacionālais apmeklējumu skaits gadā ir 16,16 milj. apmeklējumi. Reizinot šo skaitu ar CS uz vienu apmeklējumu, tiek iegūti **nacionālie rekreācijas ieguvumi 287,4 milj. eiro gadā (223,1-400,1 milj. eiro 95 % ticamības intervāls).**³⁷

7.6. Rekreācijas ieguvumu novērtēšana lokālām teritorijām

Kā jau tika atzīmēts 7.4. nodaļā, vērtējot rekreācijas ieguvumus lokālām teritorijām (saistībā ar atsevišķām ūdenstilpēm), piemērotākais novērtēšanas veids būtu rēķināt **ieguvumus uz vienu izmantotāju** noteikta lieluma teritorijā, ko aprēķina, reizinot CS uz vienu apmeklējumu ar izmantotāja apmeklējumu skaitu gadā ceļošanas attālumā, kas atbilst teritorijas lieluma rādiusam ap dzīvesvietu. Kopējie ieguvumi šādā teritorijā veidojas no individuālo izmantotāju ieguvumiem šajā teritorijā, kas reizināti ar teritorijas iedzīvotāju skaitu (reizināts ar iekšzemes ūdeņu izmantotāju proporciju).

7.3. tabulā ir sniegti modelētie apmeklējumu skaiti gadā un ieguvumi uz vienu izmantotāju pie dažādiem ceļošanas attālumiem, kas var tikt izmantoti novērtējumiem attiecīgā lieluma teritorijām (rādiusā ap dzīvesvietu). Aptaujas dati parāda, ka nozīmīgākais teritorijas lielums, kurā veidojas lielākie rekreācijas ieguvumi, ir līdz 10-15 km rādiusā ap iekšzemes ūdeņu izmantotāju dzīvesvietu. 71 % regulāro ūdeņu izmantotāju (apmeklējuši vismaz reizi pēdējā gada laikā) visbiežāk apmeklētā vieta pie iekšzemes ūdeņiem atrodas līdz 10 km attālumā no viņu dzīvesvietas, un 83 % izmantotāju (apmeklējuši vismaz reizi pēdējo 3 gadu laikā) tuvākā vieta, ko viņi ir apmeklējuši atpūtai pie ūdeņiem atrodas līdz 10 km attālumā no dzīvesvietas.

7.3. tabula. Modelētais rekreācijas apmeklējumu skaits un ieguvumi (CS) vidēji uz vienu iekšzemes ūdeņu izmantotāju gadā dažādiem ceļošanas attālumiem (km vienā virzienā). (Avots: Ar modeli aprēķināti dati.).

Piezīmes. Ieguvumi gadā uz vienu izmantotāju ir aprēķināti, reizinot CS uz apmeklējumu no bāzes modeļa (17,78 EUR) ar modelēto apmeklējumu skaitu dotajam ceļošanas attālumam. [1] Aprēķināts ar ceļošanas izmaksu bāzes modeli (apmeklējumu skaita funkciju atkarībā no ceļošanas attāluma). [2] Aprēķināts kā viduspunkts no modelēto braucieni skaita 20 un 10 km attālumiem.

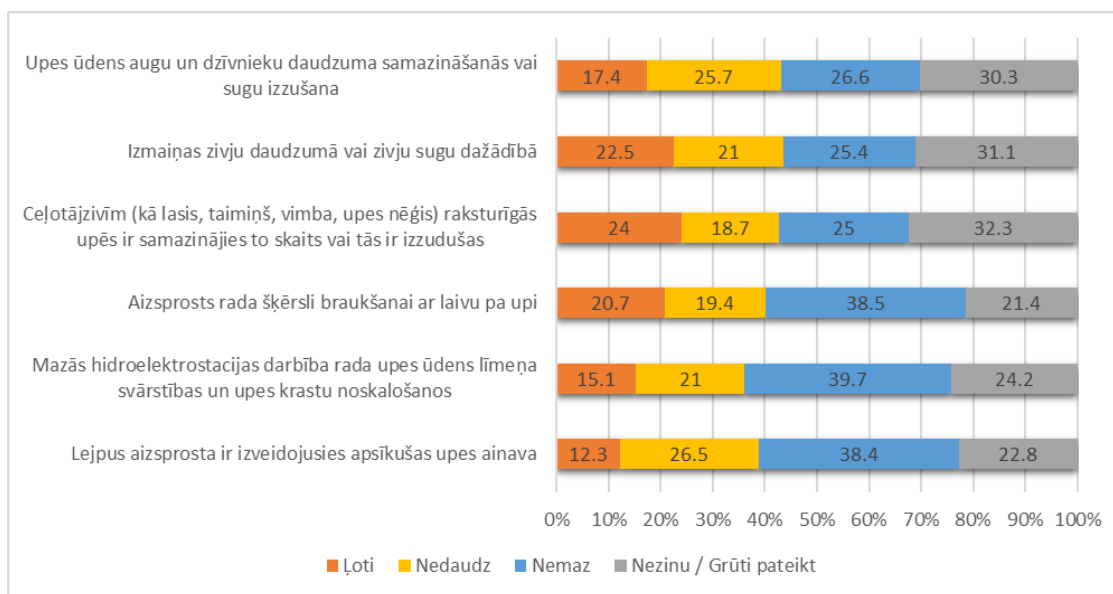
Ceļošanas attālums vienā virzienā (km)	Aprēķinātais apmeklējumu skaits uz 1 izmantotāju gadā ^[1]	Vidējais CS uz 1 apmeklējumu	Ieguvumi uz 1 izmantotāju EUR gadā dotajā ceļošanas attālumā
5	15.4	17.78 [95% TI 12.92-22.64]	273.1 [95% TI 198.5-347.8]
10	14.7	17.78 [95% TI 12.92-22.64]	260.7 [95% TI 189.4-331.9]
15	14.0 ^[2]	17.78 [95% TI 12.92-22.64]	249.1 [95% TI 181.0-317.2]
20	13.4	17.78 [95% TI 12.92-22.64]	237.5 [95% TI 172.6-302.5]

³⁷ Detalizēta informācija par šīm pieejām un rezultātiem sniegta 1.pielikuma 1.4. nodaļā.

8. Labklājības ieguvumi no aizsprostu ietekmēto upju ekosistēmu stāvokļa uzlabošanas, īstenojot papildu pasākumus

8.1. Latvijas iedzīvotāju personīgā pieredze ar aizsprostu negatīvajām ietekmēm un uzskati par papildu pasākumu ieviešanas nozīmību

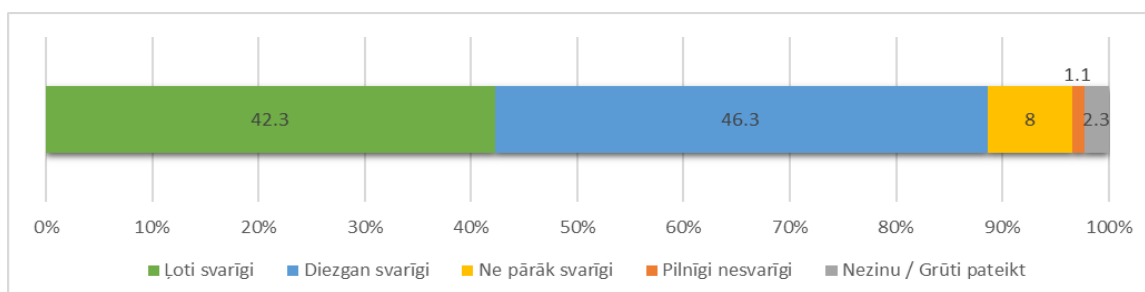
8.1. attēlā sniegtie dati raksturo Latvijas iedzīvotāju personīgo pieredzi ar negatīvajām ietekmēm, ko rada aizsprosti. Visām jautājumā iekļautajām ietekmēm iedzīvotāju daļa, kuri personīgi ir izjutuši negatīvo ietekmi, ir ap 40 % (36-44 %), un lielākās šo iedzīvotāju daļas ir attiecībā uz izmaiņām zivju daudzumā vai zivju sugu dažādībā (44 %) un upes ūdens augu un dzīvnieku daudzuma samazināšanos vai sugu izzušanu (43 %).



8.1. attēls. Latvijas iedzīvotāju personīgā pieredze ar aizsprostu radītajām negatīvajām ietekmēm (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

Piezīmes. Izlases lielums N=1000. Jautājuma formulējums anketā "Vai Jūs personīgi esat izjutis(-usi) negatīvu ietekmi no minētajiem vides apstākļiem Latvijas upēs, ko rada aizsprosti un to izmantošana?".

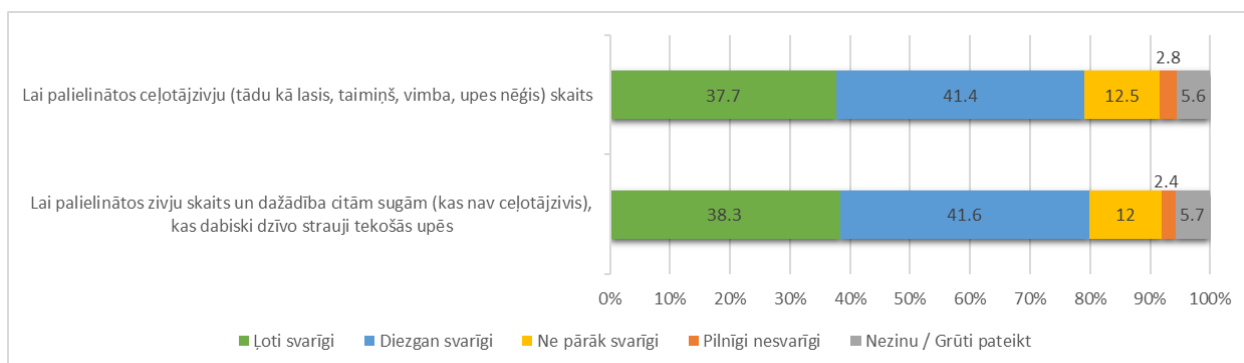
8.2. attēlā sniegtie dati raksturo Latvijas iedzīvotāju viedokli attiecībā uz jautājumu – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai Latvijas upēs būtu labs ūdeņu un sugu daudzveidības stāvoklis. 89 % Latvijas iedzīvotāju tas ir svarīgi (42 % ļoti svarīgi un 46 % diezgan svarīgi).



8.2. attēls. Latvijas iedzīvotāju viedoklis par Latvijas upju laba ūdeņu un sugu daudzveidības stāvokļa svarīgumu (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

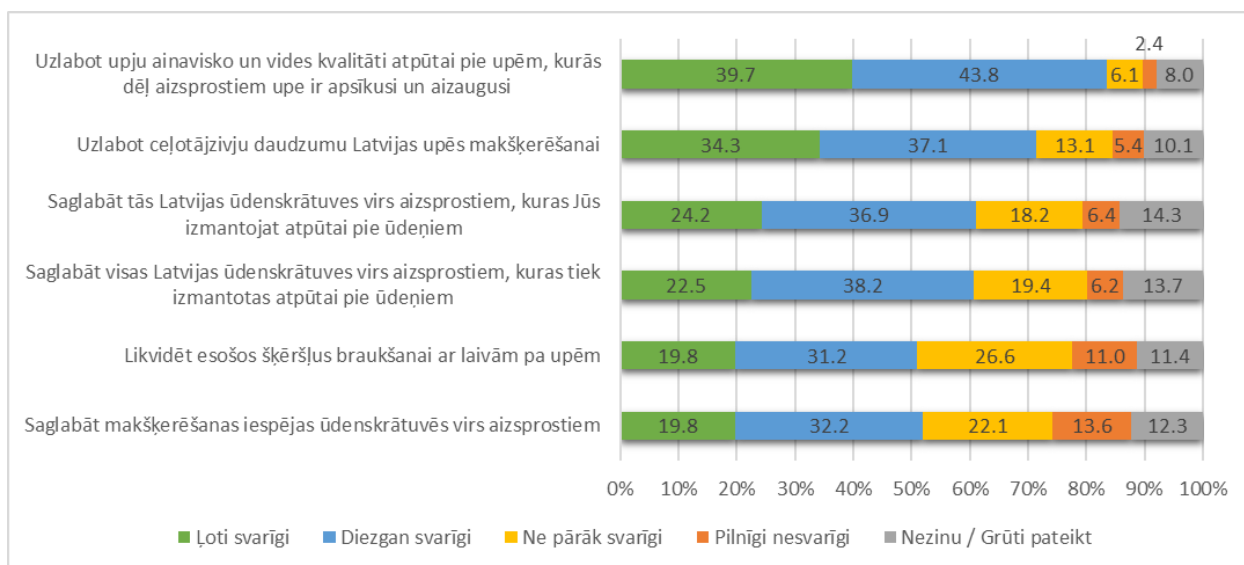
Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

8.3. attēlā sniegtie dati raksturo Latvijas iedzīvotāju viedokli attiecībā uz jautājumu – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai aizsprostu ietekmētajās Latvijas upēs uzlabotos zivju populāciju stāvoklis.³⁸ 38 % Latvijas iedzīvotāju tas ir ļoti svarīgi un vēl 42 % diezgan svarīgi. Jāatzīmē, ka dati ir ļoti līdzīgi gan attiecībā uz ceļotāzīvju sugām, gan citām upēm raksturīgām sugām, un pēdējām šīs iedzīvotāju daļas ir pat nedaudz lielākas.



8.3. attēls. Latvijas iedzīvotāju viedoklis jautājumā – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai aizsprostū ietekmētajās upēs Latvijā uzlabotos minēto zivju populāciju stāvoklis (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.) Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

8.4. attēlā sniegti dati par Latvijas iedzīvotāju viedokli jautājumā – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai aizsprostū ietekmētajās upēs Latvijā ar papildu pasākumiem tiktu saglabātas vai uzlabotas dažādas atpūtas iespējas pie ūdeņiem.



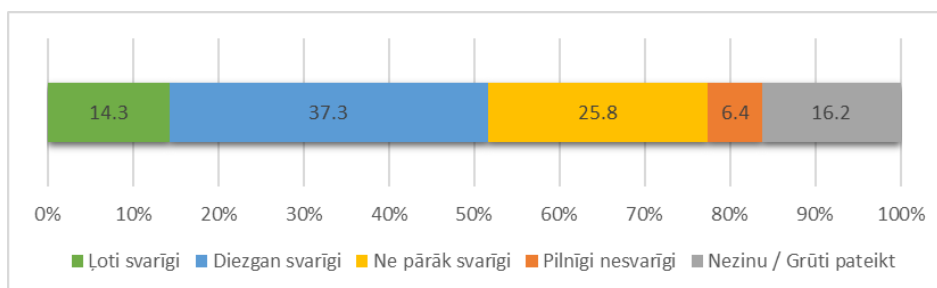
8.4. attēls. Latvijas iedzīvotāju viedoklis jautājumā – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai aizsprostū ietekmētajās upēs Latvijā ar papildu pasākumiem tiktu saglabātas vai uzlabotas minētās atpūtas iespējas pie ūdeņiem (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

³⁸ Pirms šī jautājuma anketā respondentiem tika sniegta informācija par aizsprostu negatīvajām ietekmēm uz zivju populācijām aizsprostu ietekmētajās Latvijas upēs – ka ūdenskrātuvēs ir ieviesušās ezeriem raksturīgas zivju sugas, bet upēs ir izzudušas strauju upju sugas, savukārt, ceļotāzīvīm piemērotās upēs tās nav sastopamas, jo šķērslis traucē ceļošanu uz augšu pa upi uz nārsta vietām. Arī tika sniegta informācija par zivju populāciju stāvokli aizsprostu ietekmētajās upēs, tai skaitā stāvokļa vērtēšanai izmantotā “Latvijas zivju indeksa” vērtībām – 20-60 % no dabiskiem apstākļiem, kur <50% atbilst “sliktam” stāvoklim.

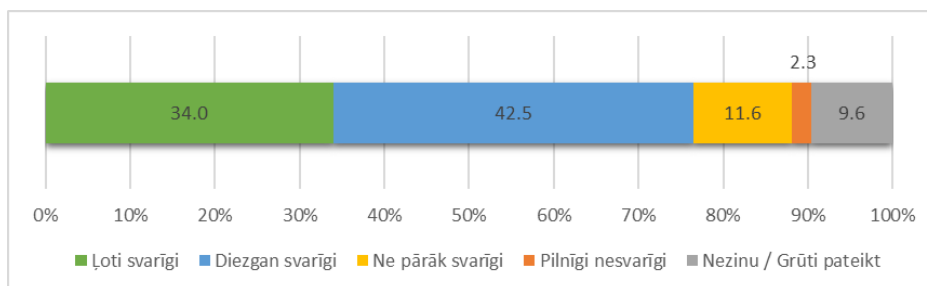
Lielākā iedzīvotāju daļa – 84 % iedzīvotāju, kā svarīgu atzīmē, lai tiktu uzlabota upju ainaviskā un vides kvalitāte atpūtai pie upēm, kurās dēļ aizsprostiem upe ir apsīkusi un aizaugusi (40 % tas ir ļoti svarīgi un vēl 44 % diezgan svarīgi). Ceļotāji zivju daudzuma uzlabošanu Latvijas upēs makšķerēšanai kā svarīgu atzīmē 71 %, savukārt, makšķerēšanas iespēju saglabāšanu ūdenskrātuvēs virs aizsprostiem kā svarīgu atzīmē ievērojami mazāka iedzīvotāju daļa – 52 % (20 % tas ir ļoti svarīgi un 32 % diezgan svarīgi).

8.5. attēlā dati raksturo Latvijas iedzīvotāju viedokli jautājumā – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai kultūrvēsturiski vērtīgos aizsprostos Latvijā ar pasākumiem netiktu mainīti paši aizsprosti (dambji).³⁹ 52 % iedzīvotāju ir svarīgi, lai šādos būvju kompleksos netiktu mainītu arī paši aizsprosti (dambji) (14,3 % ļoti svarīgi un 37,3 % diezgan svarīgi).



8.5. attēls. Latvijas iedzīvotāju viedoklis jautājumā – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai kultūrvēsturiski vērtīgos aizsprostos Latvijā ar pasākumiem netiktu mainīti paši aizsprosti (dambji) (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.) Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

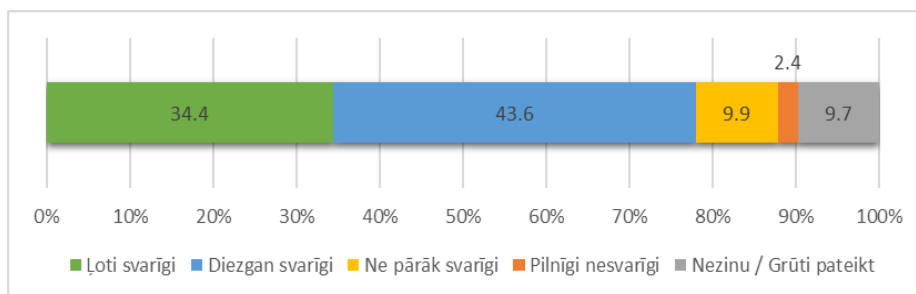
8.6. attēlā sniegti dati par Latvijas iedzīvotāju viedokli jautājumā – cik svarīgi, lai mazās hidroelektrostacijas (HES) ieviestu papildu pasākumus, kas mazinātu vai novērstu to radīto kaitējumu Latvijas upēm. 77 % iedzīvotāju uzskata, kas tas ir svarīgi (34 % ļoti svarīgi un 43 % diezgan svarīgi). Savukārt, 8.7. attēlā sniegti dati par Latvijas iedzīvotāju viedokli jautājumā – cik svarīgi, lai aizsprostos, kuru būves pieder privātiem īpašniekiem, ieviestu papildu pasākumus, kas mazinātu vai novērstu to radīto kaitējumu Latvijas upēm. 78 % iedzīvotāju uzskata, kas tas ir svarīgi (34 % ļoti svarīgi un 44 % diezgan svarīgi).



8.6. attēls. Latvijas iedzīvotāju viedoklis jautājumā – cik svarīgi, lai mazās hidroelektrostacijas ieviestu papildu pasākumus, kas mazinātu vai novērstu to radīto kaitējumu Latvijas upēm (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

³⁹ Respondentiem tika sniegta informācija, ka Latvijā apmēram 30 upju aizsprostiem ir kultūrvēsturiskā mantojuma statuss un ka atkarībā no papildu pasākumiem šādos aizsprostos tiktu izmainīti tikai paši aizsprosti (dambji), bet aizsprostiem blakus esošās ēkas netiktu ietekmētas. Attiecīgais anketas jautājums tika uzdots par pašiem aizsprostiem (dambjiem), jo papildu pasākumu ieviešana lielākā vai mazākā mērā maina šīs būves.



8.7. attēls. Latvijas iedzīvotāju viedoklis jautājumā – cik svarīgi, lai aizsprostos, kuru būves pieder privātiem īpašniekiem, ieviestu papildu pasākumus, kas mazinātu vai novērstu to radīto kaitējumu Latvijas upēm (respondentu sadalījums % pēc atbilžu variantiem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

Piezīmes. Izlases lielums N=1000.

8.2. “Vēlēšanās maksāt” par papildu pasākumu ieviešanu aizsprostu ietekmēto upju stāvokļa uzlabošanai

Monetārā novērtējuma rezultāti sabiedrības labklājības ieguvumiem no pasākumu ieviešanas aizsprostu ietekmēto upju stāvokļa uzlabošanai ietver novērtējumus saistībā ar iedzīvotāju “vēlēšanos maksāt” par stāvokļa uzlabošanu un šo vērtību atšķirībām atkarībā no dažādiem iedzīvotāju raksturlielumiem un novērtējumus labklājības ieguvumiem no dažādiem papildu pasākumu scenārijiem aizsprostu ietekmēto upju stāvokļa uzlabošanai.

8.1. tabulā sniegts respondentu sadalījums (% no kopējās izlases) atkarībā no viņu izvēlēm “izvēles uzdevumos” – vai izvēlējās “bāzes scenāriju” programmas variantu (references scenāriju) un/vai alternatīvas programmas ar papildu pasākumiem un maksājumu.⁴⁰ Kā redzams no šiem datiem, 30,4 % respondentu visos (8) “izvēles uzdevumos” izvēlējās “bāzes scenāriju” programmas variantu, 33 % izvēlējās tikai alternatīvas programmas un pārējie 36,6 % izvēlējās gan “bāzes scenāriju”, gan alternatīvas programmas.

8.1. tabula. Respondentu sadalījums pēc monetārās novērtēšanas “izvēles uzdevumos” izdarītajām izvēlēm. (Avots: : Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, N=1000.)

Respondentu grupas	Īpatsvars izlasē % (no 100 %)
Respondenti, kuri visos (8) “izvēles uzdevumos” izvēlējās “bāzes scenāriju” programmas variantu (references scenāriju)	30.4 %
Respondenti, kuri visos (8) “izvēles uzdevumos” izvēlējās alternatīvas programmas ar papildu pasākumiem un maksājumu	33.0 %
Respondenti, kuri “izvēles uzdevumos” izvēlējās gan references scenāriju, gan alternatīvas programmas	36.6 %

Analizējot iemeslus, ko respondenti norādījuši savām izvēlēm⁴¹, redzams, ka no visiem respondentiem, kuri kaut vienā “izvēles uzdevumā” izvēlējās “bāzes scenāriju” (n=670), 35 % ir norādījuši tikai “protesta” iemeslus⁴² un 44 % atzīmējuši gan “protesta” iemeslus, gan iemeslus, kas norāda uz nepietiekamu vērtēta

⁴⁰ Novērtēšanā izmantotie scenāriji ir aprakstīti 3.2.2. nodaļā.

⁴¹ Respondenti varēja atzīmēt līdz 3 svarīgākos iemeslus, kāpēc kādā no “izvēles uzdevumiem” ir izvēlējušies “bāzes scenāriju”.

⁴² “Protesta” iemesli ir saistīti ar neticību politikas ieviešanas procesiem, iebildumiem pret maksājuma instrumentu un uzskatiem, ka svarīgāk ir saglabāt esošo aizsprostu izmantošanu.

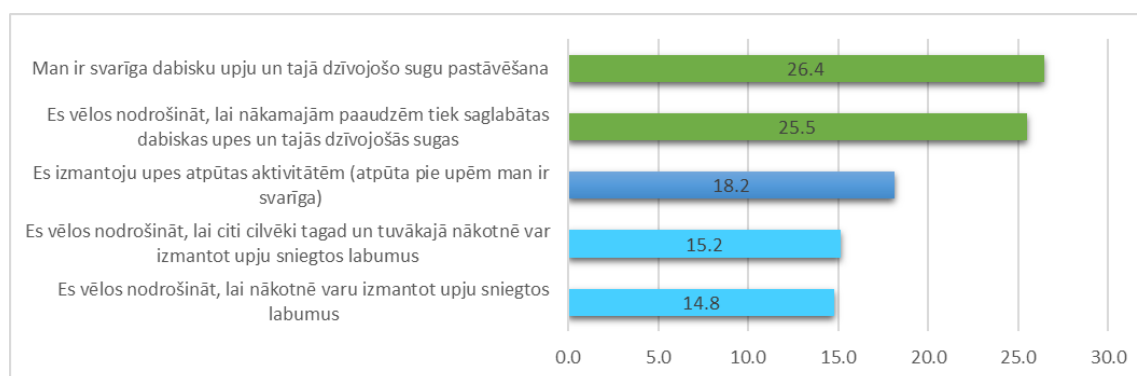
vides labuma/uzlabojuma nozīmību (sauktas par “patiesām nulles vērtībām”). Atlikušie 21 % norādījuši tikai nepietiekamas nozīmības iemeslus.

Šāds references scenāriju izvēļu un protesta iemeslu īpatsvars ir daudzkārt augstāks kā līdzīgos monetārās novērtēšanas pētījumos citās valstīs. Piemēram, pētījumā [Schaafsma & Brouwer \(2020\)](#) Beļģijā, izmantojot “izvēles eksperimenta metodi” iekšzemes ūdens objektu vides kvalitātes uzlabošanas novērtēšanai, 16 % respondentu visos “izvēles uzdevumos” izvēlējās references scenāriju, un no tiem tikai 6 % tam kā iemeslu norādīja protesta iemeslus. Šāds “protestētāju” īpatsvars pāris procentu robežās novērots arī citos pētījumos, piemēram, 4 % pētījumā [Logar & Brouwer \(2018\)](#) saistībā ar upju kvalitātes uzlabošanu Šveicē, 2 % pētījumā [Toledo-Gallegos et al. \(2021\)](#) saistībā ar upju ūdens objektu ekosistēmas pakalpojumu novērtēšanu Skotijā.

Tā kā Latvijā attiecībā uz iekšzemes ūdeņiem šis ir pirmais šāda veida monetārās novērtēšanas pētījums, tad nav salīdzināmu iepriekšēju pētījumu datu. Taču monetārās novērtēšanas pētījumi iepriekš Latvijā ir veikti attiecībā uz jūras ūdeņiem. Datu salīdzinājums norāda uz “protesta” izvēļu un iemeslu īpatsvara pieaugumu Latvijā pēdējo gadu laikā. Piemēram, monetārās novērtēšanas pētījumā Latvijas jūras ūdeņiem 2019. gadā ([AKTIVS, 2022a](#)), kurā, izmantojot “izvēles eksperimenta metodi”, tika vērtēti uzlabojumi jūras bentisko biotopu un to sniegto ekosistēmas pakalpojumu stāvoklī, izveidojot jaunas aizsargājamās jūras teritorijas, 18 % respondentu visos “izvēles uzdevumos” izvēlējās “bāzes scenāriju”, un no visiem, kuri kaut vienā “izvēles uzdevumā” izvēlējās “bāzes scenāriju”, 50 % tam kā iemeslu norādīja “protesta” atbildes.

Šī pētījuma rezultāti kopumā norāda uz ievērojami augstāku “protesta” izvēļu un iemeslu īpatsvaru Latvijā salīdzinājumā ar citām Eiropas valstīm, un šādu izvēļu un iemeslu īpatsvara pieaugumu Latvijā pēdējo gadu laikā.

Respondentiem, kuri kaut vienā “izvēles uzdevumā” izvēlējās pasākumu programmas variantu ar papildu pasākumiem, tika uzdots papildu jautājums par iemesliem šādai izvēlei, kur atbilžu varianti aptvēra dažādus “vides labuma” vērtības veidus⁴³ (skat. 8.8. attēlu). Rezultāti parāda, ka **nozīmīgākie “vēlēšanās maksāt” iemesli ir saistīti ar neizmantošanas vērtību (dabiskas upju ekosistēmas un sugu pastāvēšanas vērtību un saglabāšanas nākamām paaudzēm vērtību**; attēlā atzīmētas ar zaļu krāsu) – tie veido 52 % no visiem atzīmētajiem iemesliem. Savukārt, 18 % no visiem iemesliem veido esošās izmantošanas vērtība saistībā ar rekreāciju un 30 % veido iespējamās izmantošanas vērtību veidi (attēlā atzīmēti ar gaiši zilu krāsu).



8.8. attēls. Nozīmība vērtētā “vides labuma” vērtības veidiem kā “vēlēšanās maksāt” iemesliem (katra iemesla daļa % no visiem atzīmētajiem iemesliem). (Avots: Nacionālās iedzīvotāju izlases aptaujas dati, 2025.gads.)

Piezīmes. Respondentu skaits N=696, atbilžu skaits N=1570 (veido 100 %).

⁴³ Respondenti varēja atzīmēt līdz 3 svarīgākos iemeslus.

8.2. tabulā ir sniegtas vidējās “vēlēšanās maksāt” (VM) vērtības katram novērtēšanā iekļautajam vides rādītājam un līmenim, kas iegūtas, modelējot aptaujas “izvēles uzdevumu” datus. Datu ekonometriskajai modelēšanai kā pamata modelis ir izmantots mixed logit (MXL) modelis “VM vidē” (“in WTP-space”), un tabulā ir sniegti rezultāti no šī modeļa bāzes versijas, kurā kā modeļa parametri ir iekļauti tikai “vides labuma” rādītāji un to vērtības pasākumu programmas variantos atbilstoši izvēles eksperimentā tieši izmantotajiem scenārijiem (skat. 3.2.2. nodaļu).⁴⁴

Modelis ietver parametrus saistībā ar aizsprostu daļu % (no visiem vērtēšanā iekļautajiem 247), kuros tiktu ieviesti papildu pasākumi; zivju daudzumu un sugu daudzveidību šo aizsprostu ietekmētajās upēs pēc papildu pasākumu ieviešanas; upes ūdens augu un bezmugurkaulnieku sugu daudzveidības stāvokli ietekmētajās upēs pēc papildu pasākumu ieviešanas; ASC (alternative specific constant), kurš ietver vērtību minimālajai programmai ar papildu pasākumiem 5 % aizsprostu, nodrošinot references līmeni zivju populāciju un upju sugu stāvoklim to ietekmētajās upēs (<50 %).⁴⁵ ASC parametra koeficients ir negatīvs un statistiski nozīmīgs, parādot negatīvu VM vērtību par šo minimālo programmu. Attiecīgi, koeficienta lielums parāda piešķirto pozitīvo vērtību (ieguvumus) papildu pasākumu programmai virs minimālās programmas, neatkarīgi no citu (vides) parametru līmeņiem. Piemēram, vidējā ASC parametra vērtība pilnajā izlasē (tabulas A daļa) parāda, ka vidējā respondentu VM vērtība ir 4,44 eiro gadā par papildu pasākumu programmu virs minimālās programmas neatkarīgi no vides parametru līmeņiem.

Katra modeļa vides parametra vērtības ir vērtētas pret tā references scenārija vērtību, parādot VM vērtību virs references vērtības. Piemēram, VM par 25 % aizsprostu ar ieviestiem papildu pasākumiem, salīdzinot pret 5% (šī parametra references vērtība, kas jau ir aptverta ar ASC parametru); VM par upes ūdens augu un bezmugurkaulnieku sugu daudzveidības stāvokli 60-80 %, salīdzinot pret < 50 % (šī parametra references vērtība).

Tabulas A daļas kolonnās ir sniegts modeļa rezultāts, izmantojot pilnas izlases datus (N=1000), bet B daļas kolonnās – rezultāts no izlases bez respondentiem ar “protesta” atbildēm (N=765). Abos gadījumos modeļi ir aprēķināti ar datiem, kuros novērojumiem ir piemēroti sociāl-demogrāfisko rādītāju svāri, lai rezultāti būtu pilnībā reprezentatīvi Latvijas iedzīvotāju kopumam (vērtējot pēc dzimuma, vecuma, izglītības, reģiona un tautības).

Tā kā ir izmantots “VM vidē” modeļa variants, tad modeļa nemonētāro parametru (visi, izņemot maksājuma parametru) vidējos koeficientus kolonnās “Vidējais” var interpretēt kā **vidējo “vēlēšanos maksāt” (VM) EUR uz personu gadā** par izmaiņām dotajā parametrā salīdzinājumā ar references līmeni (norādīts iekavās katra parametra aprakstā).

8.2. tabula. “Vēlēšanās maksāt” modelēšanas rezultāts no MXL “VM vidē” modeļa pilnajai izlasei (A daļa, N=1000) un izlasei bez respondentiem ar “protesta” atbildēm (B daļa, N=765). (Avots: Pētījuma ietvaros modelēti dati.)

Piezīmes. Modeļa parametrs ASC (alternative specific constant) ietver vērtību minimālajai programmai ar papildu pasākumiem 5 % aizsprostu, nodrošinot references līmeni zivju populāciju un upju sugu stāvoklim to ietekmētajās upēs (<50 %).

Modeļa parametri	A		B	
	Vidējais (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Vidējais (st.er.)	St.dev. (st.er.)
ASC	-4.44*** (1.35)	96.64*** (6.84)	-26.23*** (2.56)	103.51*** (7.09)
Aizsprostu daļa: 10% (25) (salīdzinot pret 5%)	-0.64 (0.75)	1.26 (1.21)	-1.41 (1.11)	0.08 (1.35)

⁴⁴ Detalizētāka informācija par modelēšanas pieeju un izmantotajiem modeļiem sniegta 1.pielikuma 2.2.nodaļā.

⁴⁵ Izvēles eksperimentā kā references scenārijs tika izmantota “situācija 2040. gadā bez papildu pasākumiem”, kas nozīmē 0 % aizsprostu ar papildu pasākumiem. Šajā modelī bija nepieciešams normalizēt zemāko aizsprostu daļas % ne-nulles vērtību kā references vērtību un interpretēt koeficientus aizsprostu daļām 10-100 % apmērā kā pakāpenisku VM attiecībā pret 5 % līmeni. Šī normalizācija nozīmē, ka aprēķinātā ASC vērtība aptver vidējo VM vērtību, pārejot no references scenārija (bez papildu pasākumiem) uz “minimālo” programmu ar rādītāju references līmeņiem, t. i., programmu ar papildu pasākumiem 5 % aizsprostu un zivju un citu sugu stāvokli to references līmenī (līdz 50 %). Attiecīgi, aizsprostu 5 % daļas vērtība ir aptverta ar ASC.

Modeļa parametri	A		B	
	Vidējais (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Vidējais (st.er.)	St.dev. (st.er.)
Aizsprostu daļa: 25% (62) (salīdzinot pret 5%)	3.70*** (0.72)	0.94 (1.18)	5.00*** (1.03)	0.21 (2.15)
Aizsprostu daļa: 50% (124) (salīdzinot pret 5%)	3.70*** (0.85)	7.02*** (1.32)	7.00*** (1.34)	14.63*** (1.70)
Aizsprostu daļa: 75% (185) (salīdzinot pret 5%)	4.96*** (0.95)	7.37*** (1.19)	8.13*** (1.30)	13.19*** (1.57)
Aizsprostu daļa: 100% (247) (salīdzinot pret 5%)	2.60** (1.02)	11.99*** (1.66)	6.91*** (1.75)	22.55*** (2.32)
Zivju daudzums un sugu daudzveidība: 50-60% (salīdzinot pret <50%)	0.58 (0.89)	5.46*** (0.95)	0.07 (1.13)	7.96*** (1.40)
Zivju daudzums un sugu daudzveidība: 60-80% (salīdzinot pret <50%)	4.47*** (0.85)	0.30 (1.08)	5.00*** (1.08)	2.92** (1.33)
Zivju daudzums un sugu daudzveidība: 80-100% (salīdzinot pret <50%)	4.23*** (0.95)	3.72*** (1.38)	2.51* (1.46)	16.76*** (1.66)
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis: 50-60% (salīdzinot pret <50%)	0.99 (0.72)	0.22 (1.28)	2.98*** (1.08)	3.76*** (1.26)
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis: 60-80% (salīdzinot pret <50%)	2.72*** (0.79)	4.00*** (1.18)	3.11*** (1.10)	9.91*** (1.40)
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis: 80-100% (salīdzinot pret <50%)	3.23*** (0.81)	0.01 (1.51)	5.74*** (1.09)	3.33* (1.79)
-Maksājums (EUR/gadā)	-2.31*** (0.08)	1.28*** (0.09)	-2.28*** (0.09)	0.99*** (0.10)
Model diagnostics				
LL at convergence	-5330.75		-4157.06	
LL at constant(s) only	-8500.62		-6657.51	
McFadden's pseudo-R ²	0.3729		0.3756	
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5626		0.5462	
AIC/n	1.3392		1.3670	
BIC/n	1.3619		1.3956	
n (observations)	8000		6120	
r (respondents)	1000		765	
k (parameters)	26		26	

Notes: All models are estimated in WTP-space using weighted simulated maximum likelihood. Means for non-monetary attributes can be interpreted as average WTP in EUR per person per year for a change from the reference category indicated in brackets. "St. dev." reports the standard deviation of the corresponding random parameter and captures unobserved preference heterogeneity. All non-monetary parameters are assumed normally distributed; the cost parameter is assumed log-normally distributed and the table reports the parameters of the underlying normal distribution. ***, **, * denote statistical significance at the 1%, 5% and 10% levels, respectively.

Vides rādītāju parametru pozitīvās vidējās vērtības parāda palielinājumu labklājībā, ja tiek sasniegts parametrā noteiktais līmenis salīdzinājumā ar references līmeni. Statistiski nozīmīgas (atšķirīgas no nulles) VM vērtības (tabulā atzīmētas ar zaļu krāsu) ir visiem vides rādītāju līmeņiem, izņemot katra rādītāja zemākajam līmenim (aizsprostu daļai 10 %, salīdzinot pret 5 %, zivju daudzumam un sugu daudzveidība un ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklim 50-60%, salīdzinot pret <50%).

Pilnās izlases modelī (tabulas A daļa):

- Programmas ieviešana (ASC): VM vērtība ir vidēji 4,44 eiro uz personu gadā par papildu pasākumu programmu virs minimālās programmas neatkarīgi no vides parametru līmeņiem.
- Aizsprostu daļa ar ieviestiem papildu pasākumiem (% no visiem 247 sabiedriskā īpašuma aizsprostiem): papildu VM palielinās līdz 75 % aizsprostu daļai un tad samazinās pie 100 % daļas. Salīdzinot pret 5 % daļu, 25 % rada vidējo vērtību +3.70 EUR gadā, 50 % rada +3.70 EUR gadā, 75 % rada +4.96 EUR gadā (augstākā VM vērtība) un 100 % rada +2.60 EUR gadā. VM vērtība 10 % daļai nav statistiski nozīmīga (atšķirīga no nulles). Nelineārais vērtību pieaugums norāda, ka respondenti piešķir lielāku vērtību programmām ar lielāku aizsprostu skaitu, bet vērtība samazinās pasākumu ieviešanai visos (100 %) aizsprostos, ko visdrīzāk ietekmē apsvērumi par

aizsprostu izmantošanu (piemēram, rekreācijas iespējām ūdenskrātuvēs virs aizsprostiem, kultūrvēsturiski vērtīgu būvju kompleksu saglabāšanu) vai citi apsvērumi par tik liela mēroga programmas īstenošanu.

- Zivju daudzums un sugu daudzveidība: salīdzinot ar <50% līmeni, VM vērtība pieaug par uzlabojumu līdz 60-80 % līmenim (+4,47 eiro gadā) un saglabājas līdzīgā apmērā 80-100 % līmenī (+4,23 eiro gadā). VM vērtība par uzlabojumu līdz 50-60 % līmenim ir pozitīva, bet nav statistiski nozīmīga.
- Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis: salīdzinot ar <50% līmeni, papildu VM vērtība palielinās pie lielākiem stāvokļa uzlabojumu līmeņiem – +2,72 eiro gadā par 60-80 % līmeni un +3,23 eiro gadā par 80-100 % līmeni. VM vērtība par uzlabojumu līdz 50-60 % līmenim ir pozitīva, bet nav statistiski nozīmīga.

Tabulas kolonnās “St. dev.” ir sniegta aprēķinātā standartnovirze nejaušajam parametram, un tā atspoguļo nenovērotas VM variācijas⁴⁶. Lielas un statistiski nozīmīgas standartnovirzes liecina par nozīmīgām VM atšķirībām starp indivīdiem. Rezultātos tās ir statistiski nozīmīgas attiecībā uz ASC parametru un maksājuma parametru, kā arī lielu daļu vides parametru.

Modeļa maksājuma parametrs nav interpretējams kā VM vērtība dēļ izmantotā modeļa varianta “VM vidē”. Šādā modelī maksājuma lieluma ietekme ir tiešā veidā ierēķināta nemonetāro rādītāju parametru VM vērtībās. Statistiski nozīmīgs maksājuma parametra vidējais koeficients norāda uz nozīmīgu respondentu VM atkarību no maksājuma lieluma (jo lielāks maksājums, jo zemāka VM). Savukārt, statistiski nozīmīgas standartnovirzes norāda uz nozīmīgām atšķirībām starp respondentiem viņu jūtībā pret maksājuma lielumu.

Salīdzinot modeļu rezultātus pilnajai izlasei un izlasei bez “protestētājiem” (tabulas B daļā), secināms, ka izlasē bez “protestētājiem” ir ievērojami augstāka VM par programmu ar papildu pasākumiem (negatīvais ASC koeficients ir ievērojami lielāks); ir ievērojami augstākas VM vērtības par aizsprostu skaitu ar papildu pasākumiem (izņemot 10 % daļu, kurai vērtība nav statistiski nozīmīga); ir ievērojami augstākas VM vērtības par ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvokļa uzlabošanu. Šie rezultāti kopumā sniedz augstākas kopējās VM vērtības (summējot individuālo parametru vērtības). Nacionālajiem labklājības ieguvumu novērtējumiem ir izmantots rezultāts no pilnās izlases, izmantojot konservatīvu novērtēšanas pieeju. Tādēļ izstrādātie novērtējumi sniedz konservatīvu ieguvumu novērtējumu (apakšējo robežu). Vienlaikus, šie rezultātu skaidri parāda, ka **“protesta” attieksmēm un uzskatiem ir negatīva ietekme uz “vēlēšanos maksāt”, radot zemāku atbalstu papildu pasākumu īstenošanai.**

No rezultātiem kopumā secināms:

- nozīmīgs atbalsts papildu pasākumu programmai kopumā;
- skaidra priekšroka programmām ar lielākiem aizsprostu skaitiem, kuros tiktu ieviesti papildu pasākumi, un lielākiem upju vides stāvokļa uzlabojumiem šo aizsprostu ietekmētajās upēs (atbilstoši “labam” un “augstam” vides stāvoklim);
- pieaugošas VM vērtības lielākām izmaiņām, taču samazinoša VM vērtība maksimālajam aizsprostu skaitam (100 %), ar nozīmīgām variācijām (atšķirībām) respondentu vērtējumos attiecībā uz ASC un maksājuma parametriem, kā arī specifiskiem vides rādītāju līmeņiem.

8.3. tabulā ir sniegtas vidējās VM vērtības uz personu gadā un to 95 % ticamības intervāli (TI) pilnās izlases modelim. Takā iekļauti tikai rādītāju līmeņi ar statistiski nozīmīgām VM vērtībām.

⁴⁶ Angļu val. *unobserved preference heterogeneity in WTP*.

8.3. tabula. Vidējās “vēlēšanās maksāt” vērtības eiro uz 1 personu gadā un to 95 % ticamības intervāli (TI) vides rādītāju līmeņiem vērtētajos scenārijos. (Avots: Pētījuma ietvaros modelēti dati.)

Piezīmes. Rezultāti no MXL (VM vidē) modeļa ar pilno izlasi (N=1000) un svērtajiem datiem. Modeļa parametrs ASC (alternative specific constant) ietver vērtību minimālajai programmai ar papildu pasākumiem 5 % aizsprostu, nodrošinot references līmeni zivju populāciju un upju sugu stāvoklim to ietekmētajās upēs (<50 %). Tabulā iekļauti tikai vides rādītāju līmeņi, kuru VM vērtības ir statistiski nozīmīgas (atšķirīgas no nulles) (ar $p < 0.05$ un $p < 0.01$).

Rādītāji	Vidējā VM	TI 95%
ASC	-4.44	-7.09--1.79
Aizsprostu daļa: 25% (62) (salīdzinot pret 5%)	3.70	2.29-5.11
Aizsprostu daļa: 50% (124) (salīdzinot pret 5%)	3.70	2.03-5.37
Aizsprostu daļa: 75% (185) (salīdzinot pret 5%)	4.96	3.10-6.82
Aizsprostu daļa: 100% (247) (salīdzinot pret 5%)	2.60	0.60-4.60
Zivju daudzums un sugu daudzveidība: 60-80% (salīdzinot pret <50%)	4.47	2.80-6.14
Zivju daudzums un sugu daudzveidība: 80-100% (salīdzinot pret <50%)	4.23	2.37-6.09
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis: 60-80% (salīdzinot pret <50%)	2.72	1.17-4.27
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis: 80-100% (salīdzinot pret <50%)	3.23	1.64-4.82

8.4. tabulā ir sniegts VM vērtību modelēšanas rezultāts no bāzes modeļa ar vides rādītāju vērtību lineāru specifiskāciju. Šāda rādītāju specifiskācija ietver vienmērīgu rādītāja vērtību izmaiņu funkcionālo formu un dod iespēju novērtēt VM par izmaiņām vides rādītājos, kādas nav tiešā veidā iekļautas izvēles eksperimenta scenārijos. Šajā modelī vidējie parametru koeficienti parāda papildu (*marginal*) VM par katru 1 procenta pieaugumu vides rādītājā (piemēram, 1 % no visiem aizsprostiem ar ieviestiem papildu pasākumiem; 1 % uzlabojums ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklī, kur atbilstoši rādītāju novērtējumu pieejai 100 % raksturo dabiskus apstākļus⁴⁷). Tā kā rādītāju vērtības mainās atbilstoši funkcijai, tad šī modeļa rezultātus var izmantot VM novērtējumiem dažādiem rādītāju līmeņiem. Taču jāņem vērā, ka izmantotā lineārā funkcija nedod iespēju novērtēt nelineāras VM vērtību izmaiņas. Bāzes modelis (8.2. tabulā) parāda VM vērtību izmaiņu nelinearitāti, it īpaši, pie lieliem vides rādītāju izmaiņu līmeņiem. Tādēļ šī modeļa rezultāti nebūtu izmantojami VM vērtību novērtēšanai lieliem vides rādītāju izmaiņu līmeņiem (īpaši aizsprostu daļai virs 75 %, zivju un citu sugu daudzveidības stāvoklim virs 80 %).

Modeļa parametru koeficienti ir statistiski nozīmīgi un pozitīvi, un tie parāda papildu VM vērtību uz personu gadā 0,06 eiro par katru 1 % aizsprostu ar ieviestiem papildu pasākumiem, papildu VM vērtību 0,07 eiro par katru 1 % uzlabojumu zivju daudzumā un sugu daudzveidībā un papildu VM vērtību 0,07 eiro par katru 1 % uzlabojumu ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklī. VM koeficientu statistiski nozīmīgas standartnovirzes liecina par nozīmīgām VM atšķirībām starp indivīdiem. ASC parametra koeficients šajā modelī aptver vērtību situācijai (scenārijam) bez papildu pasākumu ieviešanas. Ja koeficients ir negatīvs – priekšroka tiek dota papildu pasākumu scenārijam kā tādām, un koeficienta vērtība parāda vērtību papildu pasākumu scenārijam, kas nav izskaidrota ar pārējiem modelī ietvertajiem parametriem. Tā ir vidēji 7,91 eiro uz personu gadā ar nozīmīgu standartnovirzi.

⁴⁷ Detalizētāka informācija par vides rādītāju novērtējumiem sniegta 3.2.2. nodaļā.

8.4. tabula. "Vēlēšanās maksāt" modelēšanas rezultāts no MXL "VM vidē" modeļa ar lineāru vides rādītāju līmeņu specififikāciju – papildu (marginal) VM (eiro uz personu gadā) par 1 % pieaugumu vides rādītājā. (Avots: Pētījuma ietvaros modelēti dati.)

Piezīmes. Modeļa parametra ASC (alternative specific constant) negatīvais koeficients parāda vērtību papildu pasākumu programmas ieviešanai, kas nav izskaidrota ar modelī ietvertajiem parametriem.

Modeļa parametri	Vidējais (st.er.)	St.dev. (st.er.)
ASC	-7.91*** (1.84)	82.35*** (4.84)
Aizsprostu daļa ar ieviestiem papildu pasākumiem (% no visiem sabiedriskā tīpašuma aizsprostiem)	0.06*** (0.02)	0.28*** (0.02)
Zivju daudzums un sugu daudzveidība (% no dabiskiem apstākļiem)	0.07*** (0.02)	0.26*** (0.03)
Ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklis (% no dabiskiem apstākļiem)	0.07*** (0.02)	0.25*** (0.03)
Model diagnostics		
LL at convergence	-5,248.29	
LL at constant(s) only	-8,500.62	
McFadden's pseudo-R ²	0.3826	
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5654	
AIC/n	1.3146	
BIC/n	1.3233	
n (observations)	8,000	
r (respondents)	1,000	
k (parameters)	10	

Notes: Mixed logit (MXL) model in WTP space, estimated on the full sample with population weights; uncorrelated random coefficients normally distributed. Share, Fish and Species are coded linearly in percentage points. Mean coefficients are marginal WTP in EUR per person per year per 1pp increase. ASC for SQ is not associated with any levels (the baseline is 0%). Standard deviations (St.dev.) capture unobserved preference heterogeneity. Significance: * p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01.

8.3. "Vēlēšanās maksāt" vērtību atšķirību ietekmējošie faktori

Lai analizētu dažādu respondentus raksturojošu iezīmju ietekmi uz VM vērtībām, papildus bāzes modelim tika aprēķināti **paplašināti modeļi**, pievienojot dažādus respondentu raksturojošos rādītājus kā modeļa parametrus. Tika aprēķināti četri šādi modeļi ar dažādiem papildu parametru kopumiem⁴⁸:

1. ar sociāl-demogrāfiskiem parametriem (iekļaujot dzimumu, vecumu, izglītības līmeni, ienākumu līmeni un dzīvesvietas reģionu);
2. ar dzīvesvietas teritorijas parametru divām lokālām teritorijām (Limbažu un Dobeles novadiem);
3. ar pieredzes un attieksmes parametriem (ietverot personīgo pieredzi ar dažādām aizsprostu negatīvajām ietekmēm, laba upju un sugu stāvokļa sasniegšanas nozīmību, ticību retu un aizsargājamu sugu atjaunošanas iespējamībai ar papildu pasākumu ieviešanu, uzticību politikas ieviešanas procesiem);

⁴⁸ Detalizēta informācija par šajos modeļos analizētajiem parametriem un modeļu rezultātiem, tai skaitā par VM vērtību atšķirībām respondentu grupās pēc analizētajiem parametriem/iezīmēm, ir sniegta 1. pielikuma 2.3.2.-2.3.4. nodaļās.

4. ar aizspustu ietekmēto upju izmantošanu saistīti parametri (ietverot dažādu rekreācijas iespēju saglabāšanas vai uzlabošanas nozīmību, papildu pasākumu ieviešanas nozīmību dažāda izmantošanas un īpašumu veida aizspustos – ar mazajām HES un privāta īpašuma aizspustos).

Paplašinātajos modeļos kā galvenais tika izmantots bāzes modelis ar vides rādītāju vērtību lineāru specifiskāciju, jo šāds modelis sniedz stabilākus rezultātus, īpaši, kad modeļos tiek iekļauts tik liels mijiedarbības parametru skaits.⁴⁹ Attiecīgi, ASC parametra koeficients šajā modelī aptver vērtību situācijai (scenārijam) bez papildu pasākumu ieviešanas, un, ja tas ir negatīvs, koeficients parāda vērtību papildu pasākumu ieviešanas scenārijam kā tādām (kas nav izskaidrota ar pārējiem modelī ietvertajiem (vides) rādītājiem).

8.5. tabulā ir apkopoti kvalitatīvie rezultāti no paplašinātajiem modeļiem attiecībā uz (statistiski) nozīmīgām VM vērtību atšķirībām respondentu grupās. No visiem vērtētajiem respondentus raksturojošiem rādītājiem tabulā ir ietverti tikai tie rādītāji, kuros VM vērtības atšķiras nozīmīgi (vērtētajā respondentu grupā salīdzinājumā ar pārējiem respondentiem). Pārējām analizētajām respondentu iezīmēm/rādītājiem atšķirības vidējās VM vērtībās aprēķinātajos modeļos nebija statistiski nozīmīgas.

Jāatzīmē, ka visu modeļu parametru vērtībām lielākoties ir nozīmīgas standartnovirzes, kas liecina par lielām variācijām (atšķirībām) VM vērtībās starp respondentu grupām. Tādēļ aprēķinātās monetāro vērtību atšķirības nebūtu izmantojamas kā precīzas VM vērtības specifiskās grupās, **bet tikai vispārējo tendenci raksturošanai par VM vērtību atšķirībām dažādās sabiedrības grupās.** Līdz ar to, **politikas scenāriju analīzei būtu izmantojamas vidējās VM vērtības no bāzes modeļa, bet šie rezultāti sniedz papildu informāciju scenāriju vērtību nenoteiktības analīzei un politikas scenāriju pozitīvo un negatīvo labklājības ietekmju sadalījumam sabiedrībā.**

Rezultāti norāda, ka **lielākās VM vērtību atšķirības dažādās analizētajās grupās ir attiecībā uz vērtību, kas tiek piešķirta papildu pasākumu ieviešanas scenārijam kā tādām** (vērtību papildu pasākumu programmas ieviešanai, kas nav izskaidrota ar modelī ietvertajiem (vides) parametriem). Lielāku VM vērtību piešķir respondenti ar augstākiem ienākumiem, zemāku vērtību – vecāki respondenti un sievietes. Respondentu grupās ar pamata izglītību un dzīvesvietu Dobeles novadā papildu pasākumu ieviešanas scenārija vērtība ir nozīmīgi negatīva (labklājības zaudējums). Tāpat arī respondentiem, kuri novērtē kā ļoti svarīgu likvidēt esošos šķēršļus braukšanai ar laivām pa upēm, šī vērtība ir nozīmīgi negatīva (labklājības zaudējums). Savukārt, respondentiem, kuriem ir ļoti svarīgi, lai kultūrvēsturiski vērtīgos aizspustos ar pasākumiem netiktu mainīti paši aizspusti (dambji), VM par papildu pasākumu ieviešanas scenāriju ir nozīmīgi augstāka.

Jāatzīmē nozīmīgi augstākas VM vērtības par papildu pasākumu ieviešanas scenāriju respondentu grupās, kuri tic, ka ar papildu pasākumu ieviešanu būtu iespējams upēs atjaunot retas un aizsargājamas sugas, kuri tic, ka viņu izvēles ietekmēs politikas lēmumu pieņemšanu⁵⁰, un uzskata, ka ir ļoti svarīgi ieviest papildu pasākumus privātā īpašuma aizspustos. Šie rezultāti skaidri parāda, ka ticība vides uzlabojumu sasniegšanai, uzticēšanās politikas pārvaldes procesiem un institūcijām, kā arī taisnīgums finansiālajā atbildībā par kaitējumu videi (atbilstoši “piesārņotājs maksā” principam), palielina “vēlēšanos maksāt”, un, attiecīgi sabiedrības atbalstu papildu pasākumu ieviešanai.

Attiecībā uz VM vērtību atšķirībām aizspustu daļai/skaitam ar ieviestiem papildu pasākumiem – zemākas VM vērtības par lielāku aizspustu skaitu piešķir vecāki respondenti, bet augstākas vērtības respondenti ar augstākiem ienākumiem. Īpaši augstākas VM vērtības par lielāku aizspustu skaitu ir respondentu grupā, kuri ir personīgi izjūtuši negatīvu ietekmi no mazo HES darbības (kā upes ūdens līmeņa svārstības un upes krastu noskalošanos). Augstāka VM vērtība par lielāku aizspustu skaitu ir arī starp respondentiem, kuri novērtē kā ļoti svarīgu likvidēt esošos šķēršļus braukšanai ar laivām pa upēm.

⁴⁹ Analīzei tika papildus aprēķināti arī paplašinātie modeļi ar vides rādītāju vērtībām atbilstoši izvēles eksperimentā iekļautajiem līmeņiem (šo modeļu rezultāti sniegts 1. pielikuma A pielikumā).

⁵⁰ Vienā no aprēķinātajiem modeļiem šai respondentu grupai uzrādījās nozīmīgi augstākas VM vērtības arī par aizspustu skaitu ar papildu pasākumiem (visiem šī rādītāja līmeņiem).

Attiecībā uz VM vērtību atšķirībām par uzlabojumu zivju daudzumā un sugu daudzveidībā – augstākas VM vērtības par lielāku uzlabojumu piešķir respondenti ar augstākiem ienākumiem un respondenti, kuri novērtē kā ļoti svarīgu uzlabot ceļotājzivju daudzumu Latvijas upēs makšķerēšanai un, it īpaši – kuri uzskata, ka ir ļoti svarīgi, lai aizsprostu ietekmētajās upēs palielinātos ceļotājzivju skaits.

Attiecībā uz uzlabojumu ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklī analizētajās grupās ir identificētas salīdzinoši maz nozīmīgas VM vērtību atšķirības. Zemāku VM vērtību par lielāku uzlabojumu piešķir vecāki respondenti, savukārt, nozīmīgi augstāku VM vērtību piešķir respondenti, kuri tic, ka ar papildu pasākumu ieviešanu būtu iespējams upēs atjaunot retas un aizsargājamas sugas.⁵¹

8.5. tabula. Nozīmīgas VM vērtību atšķirības respondentu grupās pēc dažādiem tos raksturojošiem rādītājiem.
(Avots: Pētījuma ietvaros veiktās statistiskās modelēšanas rezultāti.)

Piezīmes. Iekļauti tikai respondenti raksturojoši rādītāji, kuros VM vērtību atšķirības ir statistiski nozīmīgas. Pilnie modeļu rezultāti sniegti 1. pielikuma 2.3.2.-2.3.4. nodaļās.

Izmantotie apzīmējumi: respondentus raksturojošo rādītāju veidi – [SD] sociāl-demogrāfiskie, [PPier] personīgās pieredzes ar aizsprostu negatīvajām ietekmēm, [Att] attieksmes, [Uzsk] uzskatu, [Reklzm] rekreācijas izmantošanas; ↑ vērtība grupā ir augstāka kā pārējā izlasē, ↓ vērtība grupā ir zemāka kā pārējā izlasē; ar biezāku tekstu (**Bold**) atzīmētos gadījumos ir īpaši lielas atšķirības koeficienta (VM vērtības) lielumā salīdzinājumā ar pārējo izlasi.

VM vērtības rādītāji	Grupas ar nozīmīgi atšķirīgām VM vērtībām (salīdzinājumā ar vidējo pārējā izlasē pēc attiecīgā raksturlieluma)
Vērtība papildu pasākumu scenārijam kā tādām	<p>↓ [SD] Sievietes, vecāki respondenti.</p> <p>↓ [SD] Respondenti ar pamata izglītību (pozitīva ASC vērtība).</p> <p>↓ [SD] Dzīvesvieta Dobeles novadā (pozitīva ASC vērtība).</p> <p>↑ [SD] Respondenti ar augstākiem ienākumiem.</p> <p>↓ [Reklzm] Ļoti svarīgi likvidēt esošos šķēršļus braukšanai ar laivām pa upēm (pozitīva ASC vērtība).</p> <p>↑ [Reklzm] Ļoti svarīgi, lai kultūrvēsturiski vērtīgos aizsprostos ar pasākumiem netiktu mainīti paši aizsprosti (dambji).</p> <p>↑ [PPier] Personīgi izjutis negatīvu ietekmi no mazo HES darbības.</p> <p>↑ [Attiek] Ļoti svarīgi, lai būtu labs upju vides stāvoklis.</p> <p>↑ [Uzsk] Ticami, ka ar papildu pasākumu ieviešanu iespējams upēs atjaunot retas un aizsargājamas sugas.</p> <p>↑ [Uzsk] Ticība, ka izvēles ietekmēs politikas lēmumu pieņemšanu.</p> <p>↑ [Uzsk] Ļoti svarīgi ieviest papildu pasākumus privātā īpašuma aizsprostos.</p>
Aizsprostu daļa % ar ieviestiem papildu pasākumiem	<p>↓ [SD] Vecāki respondenti.</p> <p>↑ [SD] Respondenti ar augstākiem ienākumiem.</p> <p>↑ [PPier] Personīgi izjutis negatīvu ietekmi no mazo HES darbības.</p> <p>↑ [Reklzm] Ļoti svarīgi likvidēt esošos šķēršļus braukšanai ar laivām pa upēm.</p>
Uzlabojums zivju daudzumā un sugu daudzveidībā, % no dabiskiem apstākļiem	<p>↑ [SD] Respondenti ar augstākiem ienākumiem.</p> <p>↑ [Reklzm] Ļoti svarīgi uzlabot ceļotājzivju daudzumu Latvijas upēs makšķerēšanai.</p> <p>↓ [Reklzm] Ļoti svarīgi likvidēt esošos šķēršļus braukšanai ar laivām pa upēm.</p> <p>↑ [Attiek] Ļoti svarīgi, lai aizsprostu ietekmētajās upēs palielinātos ceļotājzivju skaits.</p>

⁵¹ Vienā no aprēķinātajiem modeļiem šai respondentu grupai uzrādījās nozīmīgi augstāka VM vērtība tieši par maksimālo uzlabojuma līmeni (80-100 %, kas atbilst "augstai" kvalitātei).

VM vērtības rādītāji	Grupas ar nozīmīgi atšķirīgām VM vērtībām (salīdzinājumā ar vidējo pārējā izlasē pēc attiecīgā raksturlieluma)
Uzlabojums ūdens augu un dzīvnieku sugu daudzveidības stāvoklī, % no dabiskiem apstākļiem	<p>↓ [SD] Vecāki respondenti.</p> <p>↑ [Uzsk] Ticami, ka ar papildu pasākumu ieviešanu iespējams upēs atjaunot retas un aizsargājamas sugas.</p>

Ņemot vērā vajadzību pēc pasākumu ietekmju analīzes individuāliem aizsprostiem, turpmāk apkopoti secinājumi, ciktāl iespējams izsecināt no pētījuma rezultātiem, par papildu pasākumu labklājības ietekmēm (ieguvumiem) saistībā ar dažādiem aizsprostu veidu un izmantošanas aspektiem.

VM vērtību teritoriālās atšķirības (atkarībā no iedzīvotāju dzīvesvietas)

Turpat pusi Latvijas iedzīvotāju veido iedzīvotāji Rīgas un Pierīgas reģionā. Vērtējot VM vērtību atšķirības respondentiem Rīgas un Pierīgas reģionā salīdzinājumā ar pārējiem Latvijas reģioniem, galvenais paplašinātais modelis norāda uz nedaudz augstākām VM vērtībām par uzlabojumiem abos upju ekoloģijas rādītājos, lai gan atšķirības nav statistiski nozīmīgas. Citā aprēķinātajā modelī⁵² Rīgas un Pierīgas reģiona respondentu grupā parādās statistiski nozīmīgi augstāka VM vērtība par visiem zivju populāciju rādītāja līmeņiem. Darba ietvaros papildus aprēķināts modelis (atskaitē nav iekļauts) uzrāda, ka Vidzemes reģiona respondenti salīdzinājumā ar Rīgas un Pierīgas reģiona respondentiem piešķir zemāku VM vērtību vienam no zivju populāciju rādītāja uzlabojumu līmeņiem un vienam no citu sugu rādītāja uzlabojuma līmeņiem, savukārt, Latgales respondenti piešķir zemāku VM vērtību nekā Rīgas un Pierīgas reģiona respondenti visiem uzlabojumu līmeņiem abos upju ekoloģijas rādītājos (zemākas VM vērtības ir statistiski nozīmīgas maksimālajiem vides uzlabojumu līmeņiem). Zemgales reģiona respondenti piešķir nozīmīgi lielāku pozitīvu VM vērtību scenārijam bez papildu pasākumiem (ASC parametram) nekā Rīgas un Pierīgas reģionā. Atšķirības Kurzemes reģiona respondentu grupas VM vērtībās nav statistiski nozīmīgas no Rīgas un Pierīgas reģiona respondentiem.

Aprēķinātais modelis, izdalot atsevišķi Dobeles un Limbažu novadu respondentu grupas, parāda, ka Dobeles novada respondenti, salīdzinot ar pārējiem Latvijas iedzīvotājiem, piešķir nozīmīgi lielāku pozitīvu VM vērtību scenārijam bez papildu pasākumiem (ASC parametram). Limbažu novada respondentu grupā modelis neuzrāda statistiski nozīmīgas VM vērtības atšķirības (salīdzinājumā ar pārējiem respondentiem).

Rekreācijas izmantošanas ietekme uz labklājības ieguvumiem no papildu pasākumu ieviešanas

Pētījuma ierobežojumu dēļ monetārajā novērtēšanā tiešā veidā nebija iespējams ietvert papildu pasākumu labklājības ietekmes uz aizsprostu un to ietekmētu upju izmantošanu rekreācijai. Taču pētījumā ir ievākti nacionāli reprezentatīvi dati par Latvijas iedzīvotāju iekšzemes ūdeņu izmantošanu atpūtai pie ūdeņiem, tai skaitā ūdenskrātuvēm uz upēm (sniegti 6. nodaļā), kā arī par Latvijas iedzīvotāju viedokli jautājumā – cik viņiem personīgi ir svarīgi, lai aizsprostu ietekmētajās upēs Latvijā ar papildu pasākumiem tiktu saglabātas vai uzlabotas dažādas atpūtas iespējas pie ūdeņiem (rezultāti sniegti 8.1. nodaļā, tai skaitā 8.4. un 8.5. attēlos). Dati no šī jautājuma tika iekļauti VM vērtību atšķirību analīzes modeļos, lai novērtētu VM vērtību atšķirības respondentu grupās, kuriem šis papildu pasākumu ietekmes ir svarīgas.

- Respondentu grupā, kuri uzskata, ka ar papildu pasākumiem būtu ļoti svarīgi saglabāt ūdenskrātuves virs aizsprostiem, kuras viņi personīgi izmanto atpūtai pie ūdeņiem (24 % no iedzīvotājiem), galvenais modelis neuzrāda nozīmīgas atšķirības VM vērtībās nevienam no iekļautajiem novērtēšanas parametriem (ASC, aizsprostu skaits, zivju un citu sugu stāvoklis). Papildu modelis uzrāda lielāku VM vērtību scenārijam bez papildu pasākumiem (ASC).
- Respondentu grupā, kuri uzskata, ka ar papildu pasākumiem būtu ļoti svarīgi saglabāt makšķerēšanas iespējas ūdenskrātuvēs virs aizsprostiem (20 % no iedzīvotājiem), galvenais

⁵² Bāzes modelis ar vides rādītāju vērtībām atbilstoši izvēles eksperimentā iekļautajiem līmeņiem (modeļa rezultāts sniegts 1. pielikuma A pielikumā).

modelis neuzrāda nozīmīgas atšķirības VM vērtībās nevienam no iekļautajiem novērtēšanas parametriem (ASC, aizsprostu skaits, zivju un citu sugu stāvoklis). Papildu modelis uzrāda zemāku VM vērtību 100 % aizsprostu skaitam.

- Respondentu grupā, kuri uzskata, ka ar papildu pasākumiem būtu ļoti svarīgi uzlabot celotājzivju daudzumu Latvijas upēs makšķerēšanai (34 % no iedzīvotājiem), galvenais modelis uzrāda lielāku VM vērtību zivju populāciju uzlabošanas rādītājam, un papildu modelis uzrāda augstāku VM vērtību šī rādītāja uzlabojumam līdz 60-80 % (“labam” stāvoklim).
- Respondentu grupā, kuri uzskata, ka ar papildu pasākumiem būtu ļoti svarīgi likvidēt esošos šķēršļus braukšanai ar laivām pa upēm (20 % no iedzīvotājiem), galvenais modelis uzrāda negatīvu VM vērtību (labklājības zaudējumu) papildu pasākumu scenārijam kā tādām, bet lielāku par šo negatīvo vērtību VM vērtību par lielāku aizsprostu skaitu ar papildu pasākumiem. Papildu modelis norāda, ka augstākas VM vērtības ir visiem lielajiem aizsprostu skaita līmeņiem, it īpaši 75 % un 100 % aizsprostu. Šajā respondentu grupā uzrādās zemāka VM vērtība par uzlabojumu zivju populāciju rādītājā, savukārt, papildu modelī – zemāka VM vērtība par uzlabojumu līdz 50-60 % sugu rādītājā.

No rezultātiem secināms, ka **aizsprostu ietekmētās celotājzivju upēs un upēs, kuras ir populāras braukšanai ar laivām, papildus monetārajiem novērtējumiem no šī pētījuma rezultātiem varētu pieņemt arī rekreācijas ieguvumus no papildu pasākumu ieviešanas**. Taču pētījums neļauj tiešā veidā novērtēt šo labklājības ieguvumu lielumu.

Informācija no pētījuma kvalitatīvās izpētes posmiem parāda, ka ir svarīgi skaidrot papildu pasākumu faktisko **ietekmi uz kultūrvēsturiski vērtīgiem aizsprostiem**, respektīvi – pasākumi nemainītu saistītās ēkas, bet tikai pašu dambi. Šāda informācija novērš bažas par iespējamo kaitējumu šādiem kultūrvēsturiski vērtīgiem objektiem un palielinātu atbalstu papildu pasākumu ieviešanai. Pētījuma rezultāti norāda, ka respondenti, kuri uzskata, ka ir svarīgi, lai kultūrvēsturiski vērtīgos aizsprostos ar pasākumiem netiktu mainīti arī paši aizsprosti (dambji), piešķir ievērojami augstāku VM vērtību papildu pasākumu ieviešanas scenārijam (lielāka ASC parametra negatīvā vērtība). Respektīvi, izprotot faktiskās papildu pasākumu ietekmes uz kultūrvēsturisko būvju kompleksiem, pat pie nevēlēšanās, lai mainītu arī pašus aizsprostus (dambjus), labklājības ieguvumi no papildu pasākumu ieviešanas ir augstāki. Šis rezultāts norāda, ka **nebūtu pamatoti pieņemt, ka papildu pasākumu ietekme uz šādiem aizsprostiem samazinātu VM vērtību un, attiecīgi, ieguvumus no papildu pasākumu īstenošanas**.

Citu aizsprostu veidu ietekme

Ņemot vērā augstās protesta attieksmes, monetārajā novērtēšanās netika iekļauti aizsprosti ar privātām būvju īpašuma tiesībām un mazajām HES. Līdz ar to, rezultāti nesniedz tiešas VM vērtību atšķirības šādiem aizsprostiem.

Aptauja sniedz datus par iedzīvotāju uzskatu, cik svarīgi būtu šādos aizsprostos īstenot papildu pasākumus, kas mazinātu vai novērstu to radīto kaitējumu Latvijas upēm – 76,5 % iedzīvotāju to uzskata kā svarīgu (34 % kā ļoti svarīgu) attiecībā uz mazajām HES un 78 % iedzīvotāju kā svarīgu (34,4 % kā ļoti svarīgu) attiecībā uz aizsprostiem ar privātām būvju īpašuma tiesībām.

Vērtējot sabiedriskā īpašuma aizsprostus, parādās atsevišķas nozīmīgas VM vērtību atšķirības saistībā ar šo citu aizsprostu veidu ietekmēm. Piemēram, respondenti, kas ir personīgi ļoti izjutuši mazo HES negatīvo ietekmi (mazās HES darbība rada upes ūdens līmeņa svārstības un upes krastu noskalošanos) piešķir augstāku VM vērtību lielākam sabiedriskā īpašuma aizsprostu skaitam ar papildu pasākumiem, kā arī lielāku VM vērtību papildu pasākumu ieviešanas scenārijam kā tādām. Savukārt, respondenti, kuri izskata, ka ir ļoti svarīgi ieviest papildu pasākumus privātā īpašuma aizsprostos, vērtējot sabiedriskā īpašuma aizsprostus, piešķir lielāku vērtību papildu pasākumu scenārijam kā tādām (VM vērtība šajā respondentu grupā ir 14 eiro uz personu gadā salīdzinājumā ar 7,9 eiro vidējo VM vērtību papildu pasākumu scenārijam (ASC) bāzes modelī ar lineāru vides rādītāju līmeņu specifiskāciju).

Kā parāda modeļu rezultātu salīdzinājums bāzes modelim pilnajai izlasei un izlasei bez “protestētājiem” (8.2. nodaļā), protesta attieksmes samazina vidējo VM vērtību – labklājības ieguvumi no papildu

pasākumu ieviešanas būtu lielāki, ja nebūtu šādu protesta iemeslu. Var teikt, ka protesta iemesli rada zaudētos labklājības ieguvumus (angļu val. *foregone benefits*), un tie daļēji ir attiecināmi uz labklājības ietekmēm no aizsprostiem ar privātām būvju īpašuma tiesībām un mazajām HES.⁵³

Jāuzsver, ka pētījuma ierobežojumu dēļ rezultāti sniedz tikai liecību par sabiedrības labklājības zaudējumiem no šādu īpašumtiesību un izmantošanas aizsprostiem, bet neļauj tiešā veidā novērtēt šo labklājības zaudējumu lielumu.

8.4. Sabiedrības labklājības ieguvumi no papildu pasākumu scenārijiem

Visos iepriekš aprakstītajos rezultātos ir raksturotas VM vērtības un labklājības ieguvumi no papildu pasākumu ieviešanas attiecībā uz atsevišķajiem novērtēšanā iekļautajiem rādītājiem. Kopējā labklājības ietekme veidojas no šo atsevišķo rādītāju summārām vērtībām.

Balstoties uz iegūtajiem rezultātiem, labklājības ieguvumus no papildu pasākumu ieviešanas var aprēķināt dažādiem papildu pasākumu programmas variantiem, summējot atsevišķo parametru VM vērtības atbilstoši pasākumu scenārija nosacījumiem.

Scenāriji tiek veidoti, pieņemot papildu pasākumu īstenošanu dažādā aizsprostu skaitā, kur tiktu uzlabots zivju un citu sugu stāvokli šo aizsprostu ietekmētās upēs līdz dažādiem vides stāvokļa līmeņiem. Piemēram, papildu pasākumi 5 % aizsprostu, nodrošinot "labu" stāvokli attiecībā uz zivju daudzumu un sugu daudzveidību un upes ūdens augu un bezmugurkaulnieku sugu daudzveidību (abiem 60-80% no dabiskiem apstākļiem). Vai piemēram, papildu pasākumi 10 % aizsprostu, nodrošinot "vidēju" stāvokli attiecībā uz zivju daudzumu un sugu daudzveidību (50-60 % no dabiskiem apstākļiem) un "labu" stāvokli attiecībā uz upes ūdens augu un bezmugurkaulnieku sugu daudzveidību (60-80% no dabiskiem apstākļiem).

Šādi aprēķinātus labklājības ieguvumus var izmantot atbilstošiem politikas scenārijiem – papildu pasākumu kopumiem noteiktā aizsprostu skaitā un ar atbilstošu pasākumu efektivitāti (nodrošināto vides stāvokļa uzlabojumu).

8.6. tabulā ir sniegti aprēķinātie labklājības ieguvumi dažādiem programmas (papildu pasākumu kopumu) variantiem, kas ilustrē šo labklājības ieguvumu novērtējumu izmantošanu pasākumu novērtēšanai.

Tabulā sniegtas scenāriju vidējās VM vērtības (EUR) uz personu gadā un to 95 % ticamības intervāli (TI)⁵⁴. Scenāriju vērtības ir aprēķinātas, izmantojot rezultātus no bāzes modeļa ar vides rādītāju vērtībām atbilstoši izvēles eksperimentā izmantotajiem scenārijiem, un izmantojot šī modeļa rezultātus pilnajai izlasei, sniedzot ieguvumu zemāko vērtējumu. Scenāriju summārās vērtības ir aprēķinātas, iekļaujot ASC parametra vērtību. Šajā modelī šis parametrs apver VM vērtību par minimālo programmu (papildu pasākumi 5 % aizsprostu, nodrošinot to ietekmētajās upēs references līmeni attiecībā uz zivju un citu sugu stāvokli). Scenāriju kopējās vērtības ir aprēķinātas summējot atsevišķo rādītāju vērtības, kur iekļautas tikai statistiski nozīmīgas modeļa parametru vērtības (statistiski nenozīmīgas vērtības ir uzskatītas vienādas ar nulli). Tādēļ rezultāti sniedz konservatīvu novērtējumu.⁵⁵

⁵³ Detalizētāka informācija par protesta iemesliem sniegta 4. nodaļā.

⁵⁴ TI interpretācija: ar 95 % varbūtību var apgalvot, ka vidējā VM vērtība ir dotajā intervālā.

⁵⁵ Detalizētāka informācija par scenāriju summārās vērtības aprēķina pieeju ir aprakstīta 1. pielikuma 2.4. nodaļā.

8.6. tabula. "Vēlēšanās maksāt" par dažādiem papildu pasākumu programmas scenārijiem aizsprostu ietekmēto upju stāvokļa uzlabošanai (EUR uz 1 personu gadā). (Avots: Pētījuma ietvaros modelēti dati.)

Piezīmes. Scenāriju vērtību aprēķinos ekoloģiskajiem rādītājiem ir izmantotas sekojošu rādītāju līmeņu vērtības: 50-60 % "vidējam" stāvoklim, 60-80 % "labam" stāvoklim un 80-100 % "augstam" stāvoklim.

Papildu pasākumu scenāriji	Vidējā VM vērtība	95 % TI
Papildu pasākumi 5 % aizsprostu (12), nodrošinot "Vidēju" zivju un citu sugu stāvokli	4.44	1.13-7.75
Papildu pasākumi 25 % aizsprostu (62), nodrošinot "Vidēju" zivju un citu sugu stāvokli	8.14	5.29-10.99
Papildu pasākumi 50 % aizsprostu (124), nodrošinot "Vidēju" zivju un citu sugu stāvokli	8.15	5.24-11.05
Papildu pasākumi 75 % aizsprostu (185), nodrošinot "Vidēju" zivju un citu sugu stāvokli	9.41	6.43-12.39
Papildu pasākumi 100 % aizsprostu (247), nodrošinot "Vidēju" zivju un citu sugu stāvokli	7.04	4.36-9.73
Papildu pasākumi 5 % aizsprostu (12), nodrošinot "Labu" zivju un citu sugu stāvokli	11.63	9.66-13.60
Papildu pasākumi 25 % aizsprostu (62), nodrošinot "Labu" zivju un citu sugu stāvokli	15.33	13.61-17.05
Papildu pasākumi 50 % aizsprostu (124), nodrošinot "Labu" zivju un citu sugu stāvokli	15.34	13.56-17.13
Papildu pasākumi 75 % aizsprostu (185), nodrošinot "Labu" zivju un citu sugu stāvokli	16.60	14.75-18.45
Papildu pasākumi 100 % aizsprostu (247), nodrošinot "Labu" zivju un citu sugu stāvokli	14.23	12.70-15.76
Papildu pasākumi 5 % aizsprostu (12), nodrošinot "Augstu" zivju un citu sugu stāvokli	11.90	9.89-13.91
Papildu pasākumi 25 % aizsprostu (62), nodrošinot "Augstu" zivju un citu sugu stāvokli	15.60	13.83-17.37
Papildu pasākumi 50 % aizsprostu (124), nodrošinot "Augstu" zivju un citu sugu stāvokli	15.61	13.78-17.44
Papildu pasākumi 75 % aizsprostu (185), nodrošinot "Augstu" zivju un citu sugu stāvokli	16.87	14.97-18.77
Papildu pasākumi 100 % aizsprostu (247), nodrošinot "Augstu" zivju un citu sugu stāvokli	14.50	12.93-16.07

Sniegtie aprēķini parāda, piemēram, ka kopējā VM vērtība programmai, kas ietvertu papildu pasākumus 25 % aizsprostu (62) un nodrošinātu "vidēju" zivju un citu sugu stāvokli (50-60 % no dabiskiem apstākļiem), ir vidēji 8,14 eiro uz personu gadā (TI 95 % 5,29-10,99), savukārt, programma ar papildu pasākumiem šādā aizsprostu skaitā, nodrošinot "labu" zivju un citu sugu stāvokli (60-80 % no dabiskiem apstākļiem), sniegtu labklājības ieguvumus vidēji 15,33 eiro uz personu gadā (TI 95 % 13,61-17,05).

Vidējā VM vērtība uz personu gadā tiek reizināta ar kopējo (pieaugušo) iedzīvotāju skaitu Latvijā⁵⁶, lai aprēķinātu katra politikas scenārija kopējos nacionālos labklājības ieguvumus. Piemēram, šādi aprēķinātie ieguvumi no iepriekš minētās programmas ar papildu pasākumiem 25 % aizsprostu (62), nodrošinot to ietekmētajās upēs "vidēju" zivju un citu sugu stāvokli, būtu vidēji 12,33 miljoni eiro gadā (TI 95 % 8,01-16,65), savukārt, tādā pašā aizsprostu daudzumā nodrošinot "labu" stāvokli ieguvumi būtu 23,22 miljoni eiro vidēji gadā (TI 95 % 20,62-25,83).

Jāuzsver, ka dotie rezultāti ir piemēri labklājības ieguvumu novērtējumiem dažādiem papildu pasākumu scenārijiem. Pētījumā iegūtie rezultāti ļauj aprēķināt labklājības ieguvumus no politikas analīzei nepieciešamiem pasākumu scenārijiem – dažādiem pasākumu kopumiem dažādā aizsprostu skaitā, panākot dažādus uzlabojuma līmeņus zivju un citu sugu stāvoklī.

8.7. tabulā ir sniegti scenāriju vērtību aprēķini no modeļa, kurā visiem vides rādītājiem tika izmantotas lineāras līmeņu specifikācijas. Šāds modelis dod iespēju aprēķināt VM par izmaiņām vides rādītājos, kas nav tiešā veidā iekļautas izvēles eksperimenta scenārijos. Tabulā sniegtas VM vērtības scenārijiem ar papildu pasākumiem nelieliem aizsprostu skaitiem (1-25 % no aizsprostiem). Šajā nelielo aizsprostu skaitu diapazonā lineārais modelis paredz vienmērīgu scenāriju VM vērtību pieaugumu, palielinoties aizsprostu daļai ar papildu pasākumiem. Šos novērtējumus var izmantot attiecībā uz scenārijiem, kur galvenais bāzes

⁵⁶ 1,515 milj. iedzīvotāju (PMLP dati uz 01.2025.).

modelis nesniedz vērtības tik detalizētam aizsprostu skaitam. Taču jāņem vērā, ka šīs vērtības ir aptuvenas ekstrapolācijas, jo tajās netiek ņemta vērā VM vērtību izmaiņu nelinearitāte.

Scenāriju vērtības ir aprēķinātas katram aizsprostu skaitam procentos (1-25 %) ar "vidēju" stāvokli abiem ekoloģiskajiem rādītājiem (vērtības tabulas A paneļa kolonnās) un ar "labu" stāvokli abiem ekoloģiskajiem rādītājiem (vērtības tabulas B paneļa kolonnās). "Vidējam" stāvoklim abiem ekoloģiskajiem rādītājiem ir izmantotas 50 % VM vērtības, kas atbilst viduspunktam no izmantoto ekoloģisko indeksu "vidēja" stāvokļa intervāla (40-60 %). "Labam" stāvoklim abiem ekoloģiskajiem rādītājiem ir izmantotas 70 % VM vērtības, kas atbilst viduspunktam no izmantoto ekoloģisko indeksu "laba" stāvokļa intervāla (60-80 %). Detalizētāka informācija par izmantotajiem ekoloģiskajiem indeksiem 3.2.2. nodaļā.

8.7. tabula. Vidējā "vēlēšanās maksāt" (EUR uz personu gadā) par papildu pasākumu scenārijiem nelieliem aizsprostu skaitiem (1-25 %), izmantojot lineāru vides rādītāju līmeņu specifiskāciju. (Avots: Pētījuma ietvaros modelēti dati.)

Aizsprostu daļa (%)	(A) "Vidējs" zivju un citu sugu stāvoklis		(B) "Labs" zivju un citu sugu stāvoklis	
	vidējā VM vērtība, EUR	95% TI	vidējā VM vērtība, EUR	95% TI
1	14.50	10.13-18.87	17.16	12.77-21.55
2	14.56	10.16-18.96	17.22	12.79-21.65
3	14.62	10.19-19.05	17.28	12.82-21.74
4	14.67	10.21-19.14	17.33	12.85-21.82
5	14.73	10.23-19.23	17.39	12.87-21.90
6	14.79	10.25-19.32	17.45	12.90-21.99
7	14.85	10.28-19.42	17.51	12.93-22.08
8	14.90	10.30-19.51	17.56	12.90-22.16
9	14.96	10.32-19.60	17.62	12.98-22.25
10	15.02	10.34-19.69	17.68	13.01-22.34
11	15.08	10.36-19.80	17.74	13.04-22.43
12	15.13	10.38-19.89	17.79	13.07-22.51
13	15.19	10.40-19.98	17.85	13.09-22.60
14	15.25	10.42-20.08	17.91	13.12-22.70
15	15.31	10.44-20.18	17.97	13.15-22.79
16	15.36	10.46-20.27	18.02	13.18-22.87
17	15.42	10.48-20.36	18.08	13.20-22.96
18	15.48	10.50-20.46	18.14	13.23-23.05
19	15.54	10.51-20.56	18.20	13.26-23.14
20	15.59	10.53-20.65	18.25	13.29-23.22
21	15.65	10.55-20.75	18.31	13.31-23.31
22	15.71	10.56-20.85	18.37	13.34-23.40
23	15.77	10.58-20.96	18.43	13.37-23.49
24	15.82	10.60-21.05	18.48	13.40-23.57
25	15.88	10.61-21.15	18.54	13.42-23.66

Turpmāk ir apkopotas galvenās sakarības un secinājumi, kas izriet no scenāriju līmeņa novērtējumiem, tostarp to, kā “vēlēšanas maksāt” (VM) mainās atkarībā no papildu pasākumu ieviešanas mēroga un kā ekoloģiskie uzlabojumi ietekmē kopējo papildu pasākumu scenāriju (programmu) vērtību.

Pirmkārt, secināms, ka **respondenti uzrāda pozitīvu VM par papildu pasākumu programmas īstenošanu pat pie minimālas aizsprostu daļas**, kā to atspoguļo scenārija vērtība pie 5 % daļas ar “vidēju” vides stāvokli (4,44 EUR uz personu gadā, skat. 8.6. tabulu). Šo vērtību nosaka programmas konstante (ASC), kas atspoguļo vidējo VM par “minimālo” programmu salīdzinājumā ar scenāriju bez papildu pasākumiem.

Otrkārt, **VM vērtības palielināšanās par lielāku aizsprostu skaitu (daļu %) ar papildu pasākumiem ir nelineāra**, kā to parāda bāzes modelis ar vides rādītāju vērtībām atbilstoši izvēles eksperimentā iekļautajiem līmeņiem (rezultāti 8.6. tabulā). Piemēram, skatoties scenārijus ar ekoloģisko rādītāju “vidēja” stāvokļa līmeni, VM uz personu scenārijos pieaug, pārejot no 5 % uz 25–75 % daļām, sasniedzot maksimumu pie 75 % daļas (9,4 EUR), un pēc tam samazinās pie 100 % aizsprostu daļas (7,0 EUR). Šī sakarība parāda papildu ieguvumu samazināšanos un/vai bažām par tik liela mēroga programmu. Daļa respondentu augstu vērtē papildu pasākumu ieviešanu daļā aizsprostu, bet kļūst mazāk atbalstoši, ja programma tiek formulēta visiem aizsprostiem (kas var radīt negatīvas attieksmes, piemēram, dēļ zaudētiem izmantošanas veidiem vai neuzticēšanās politikas īstenošanas procesiem).

Treškārt, **ekoloģisko rādītāju uzlabojumi rada būtisku papildu VM vērtību virs programmas un aizsprostu daudzuma rādītāju vērtībām**. Pāreja no “vidēja” stāvokļa (50-60 %) uz “labu” stāvokli” (60-80 %) palielina scenāriju vērtības aptuveni par 7,2 EUR uz personu gadā visos aizsprostu daudzuma līmeņos (salīdzinot “vidēja” stāvokļa un “laba” stāvokļa blokus 8.6. tabulā), savukārt turpmāks uzlabojums uz “augstu” stāvokli (80-100 %) rada mazāku papildu VM vērtību pieaugumu. Uzlabojums zivju populāciju stāvoklī ir galvenais šī VM vērtību pieauguma devējs (īpaši lēcienis no 50 % uz 60–80 %), savukārt VM vērtība par uzlabojumu citu sugu stāvoklī ir pozitīva un pieaugoša visos līmeņos (arī attiecībā uz “augstu” stāvokli).

Ceturtkārt, **scenāriju līmeņa VM vērtību ticamības intervāli ir salīdzinoši plaši**, jo īpaši, kad tiek kombinēti vairāki rādītāju līmeņi. Tas atspoguļo gan novērtējumu nenoteiktību, gan ievērojamās VM vērtību atšķirības sabiedrības grupās, kā to parāda modelēšanas rezultāti. Līdz ar to, novērtējumos ieteicams izmantot scenāriju VM vērtību intervālus (ticamības intervālus), nevis “punkta vērtības”, lai izvairītos no paaugstinātiem novērtējumiem, kā arī ieteicams nepārvērtēt VM vērtību atšķirības attiecībā uz nelielām atšķirībām starp blakus esošiem scenārijiem, ja to intervāli pārklājas.

Visbeidzot, 8.7 tabulā sniegti **papildu scenāriju novērtējumi scenārijiem ar papildu pasākumiem nelieliem aizsprostu skaitiem (1-25 % no aizsprostiem)**, izmantojot modeļa lineāro specifiku kā vērtību ekstrapolācijas rīku. Šajā nelielo aizsprostu skaitu diapazonā lineārais modelis paredz vienmērīgu scenāriju VM vērtību pieaugumu, palielinoties aizsprostu daļai ar papildu pasākumiem (aptuveni no 14,5 līdz 15,9 eiro “vidēja” stāvokļa scenārijos un no 17,2 līdz 18,5 eiro “laba” stāvokļa scenārijos). Šos novērtējumus var izmantot attiecībā uz scenārijiem, kur galvenais bāzes modelis nesniedz vērtības tik detalizētam aizsprostu skaitam. Taču jāņem vērā, ka šīs vērtības ir aptuvenas ekstrapolācijas, jo tajās netiek ņemta vērā VM vērtību izmaiņu nelinearitāte.

Izmantotā literatūra

Ahtiainen H., Lankia T., Lehtonen J., Lehtonen O., Bertram C., Meyerhoff J., Pakalniete K., Rehdanz K., Pouta E. (2022) Welfare effect of substitute sites for coastal recreation – evidence from the Baltic Sea. *Journal of Environmental Economics and Policy*, Vol.11(4), 375-395, <https://doi.org/10.1080/21606544.2022.2043188>.

AKTiiVS (2022a) Vides ekonomiskās (monetārās) novērtēšanas oriģināl-pētījums par ieguvumiem un izmaksām no uzlabojuma jūras “ekosistēmas pakalpojumu” stāvoklī, izveidojot jaunas Aizsargājamās jūras

teritorijas. ES EJZF finansēta projekta “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā” (Nr. 17-00-F06803-000001) atskaite. Pieejama <https://www.varam.gov.lv/lv/media/32429/download?attachment>.

AKTīVS (2022b) Vides ekonomiskās (monetārās) novērtēšanas oriģināl-pētījums par ieguvumiem no pasākumu ieviešanas laba jūras vides stāvokļa panākšanai. ES EJZF finansēta projekta “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā” (Nr. 17-00-F06803-000001) atskaite. Pieejama <https://www.varam.gov.lv/lv/media/32243/download?attachment>.

Bertram C., Ahtiainen H., Meyerhoff J., Pakalniete K., Pouta E., Rehdanz K. (2020) Contingent Behavior and Asymmetric Preferences for Baltic Sea Coastal Recreation. *Environmental and Resource Economics*, Vol.75, 49-78, <https://doi.org/10.1007/s10640-019-00388-x>.

Browning E., Christie M., Czajkowski M., Chalak A., Drummond R., Hanley N., Jones K. E., Kuyser J., Provins A. (2024) Valuing the economic benefits of species recovery programmes. *People and Nature*, Vol.6, 894–905, <https://doi.org/10.1002/pan3.10626>.

Czajkowski M., Budziński W., Zandersen M. *et al.* (2024) The Recreational Value of the Baltic Sea Coast: A Spatially Explicit Site Choice Model Accounting for Environmental Conditions. *Environmental and Resource Economics*, Vol.87, 135–166, <https://doi.org/10.1007/s10640-023-00816-z>.

GEF IW:LEARN (2019) GEF Guidance Documents to Economic Valuation of Ecosystem Services in Integrated Water Projects. Pieejams <https://iwlearn.net/documents/30152>.

GEF LME:LEARN (2018) Environmental Economics for Marine Ecosystem Management Toolkit. Paris, France.

Holland B.M. and Johnston R.J. (2017) Optimized quantity-within-distance models of spatial welfare heterogeneity. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.85, 110–129, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2017.04.006>.

IPBES (2022) Methodological Assessment Report on the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Balvanera P., Pascual U., Christie M., Baptiste B., González-Jiménez D.(eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6522522>.

Johnston *et al.* (2011) Indices of biotic integrity in stated preference valuation of aquatic ecosystem services. *Ecological Economics*, Vol.70, 1946-1956, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.018>.

Johnston R.J., Boyle K.J., Adamowicz W., Bennett J., Brouwer R., Cameron T.A., Hanemann W.M., Hanley N., Ryan M., Scarpa R., Tourangeau R., Vossler C.A. (2017) Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4, 319–405, <https://doi.org/10.1086/691697>.

Jorgensen S.L., Olsen S.B., Ladenburg J., Martinsen L., Svenningsen S.R., Hasler B. (2013) Spatially induced disparities in users’ and non-users’ WTP for water quality improvements – testing the effect of multiple substitutes and distance decay. *Ecological Economics*, Vol.92(1):58–66, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.015>.

Khan S.U., Khan I., Zhao M. *et al.* (2019) Spatial heterogeneity of ecosystem services: a distance decay approach to quantify willingness to pay for improvements in Heihe River Basin ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol.26, 25247–25261, <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05691-0>.

Leiner D. J. (2019) Too Fast, too Straight, too Weird: Non-Reactive Indicators for Meaningless Data in Internet Surveys. *Survey Research Methods*, Vol.13(3), 229-248, <https://doi.org/10.18148/srm/2019.v13i3.7403>.

Logar I. and Brouwer R. (2018) Substitution Effects and Spatial Preference Heterogeneity in Single- and Multiple-Site Choice Experiments. *Land Economics*, Vol.94(2), 302-322, <https://doi.org/10.3368/le.94.2.302>.

Mariel P., Hoyos D., Meyerhoff J., Czajkowski M., Dekker T., Glenk K., Jacobsen J.B., Liebe U., Olsen S.B., Sagebiel J., Thiene M. (2021) Environmental Valuation with Discrete Choice Experiments. *Guidance on*

Design, Implementation and Data Analysis. SpringerBriefs in Economics, Springer, <https://doi.org/10.1007/978-3-030-62669-3>).

Meyerhoff J. and Liebe U. (2006) Protest beliefs in contingent valuation: Explaining their motivation. *Ecological Economics*, 57, 583–594, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.021>.

Meyerhoff J., Bartczak A., Liebe U. (2012) Protester or non-protestor: A binary state? On the use (and non-use) of latent class models to analyse protesting in economic valuation. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 56, 438–454, <https://doi.org/10.1111/j.1467-8489.2012.00582.x>.

Pakalniete K., Aigars J., Czajkowski M., Strake S., Zawojcka E., Hanley N. (2017) Understanding the distribution of economic benefits from improving coastal and marine ecosystems. *Science of the Total Environment*, Vol 584-585, 29-40, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.097>.

Pakalniete K., Ahtiainen H., Aigars J., Andersone I., Armoškaite A., Hansen S.H., Strāķe S. (2021) Economic Valuation of Ecosystem Service Benefits and Welfare Impacts of Offshore Marine Protected Areas: A Study from the Baltic Sea. *Sustainability*, Vol. 13, 10121. <https://doi.org/10.3390/su131810121>.

Pakalniete K., Fībiga L., Abersons K., Ustups D., Jēkabsone J., Čakare M., Aršauska I., Karkovska I. (2023) Metodikas izstrāde upju aizsprostu vides, sociālo un ekonomisko ietekmju novērtēšanai. Latvijas Zivju fonda finansēta projekta Nr. 23-00-SOZF01-000012 atskaite. Pieejama https://www.aktiivs.lv/wp-content/uploads/2024/04/Atskaite_Metodika-upju-aizsprostu-novertesanai_2023.pdf.

Reynaud A. and Lanzasova D. (2017) A Global Meta-Analysis of the Value of Ecosystem Services Provided by Lakes. *Ecological Economics*, Vol. 137: 184–194, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.001>.

Schaafsma M. and Brouwer R. (2020) Substitution Effects in Spatial Discrete Choice Experiments. *Environmental and Resource Economics*, Vol.75, 323–349, <https://doi.org/10.1007/s10640-019-00368-1>.

TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Pieejams <https://teebweb.org/publications/teeb-for-synthesis/>.

Toledo-Gallegos V.M., Long J., Campbell D., Börger T., Hanley N. (2021) Spatial clustering of willingness to pay for ecosystem services. *Journal of Agricultural Economics*, Vol.72, 673–697, <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12428>.

Vossler C.A., Dolph C.L., Finlay J.C., Keiser D.A., Kling C.L., Phaneuf D.J. (2023) Valuing Improvements in the Ecological Integrity of Local and Regional Waters using the biological condition gradient. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol.120(18), e2120251119, <https://doi.org/10.1073/pnas.2120251119>.

1.pielikums: Monetārās novērtēšanas datu ekonometriskās modelēšanas pieeja un rezultāti

Aptaujā iegūtajiem datiem saistībā ar labklājības ieguvumu monetāro novērtēšanu tika veikta ekonometriskā modelēšana. Tā kā Latvijā nav atbilstošas kvalifikācijas speciālistu šādas modelēšanas veikšanai, darbam tika piesaistīts eksperts no Polijas (Mikolaj Czajkowski no Varšavas Universitātes (<http://czaj.org/#>)). Turpmāk ietverta ekonometriskās analīzes rezultātu tehniskā atskaite, kas sagatavota sadarbībā ar šo ekspertu (angļu valodā).

Satura rādītājs

1. RECREATIONAL BENEFITS BASED ON TRAVEL COST ESTIMATION - 53

1.1. Approach and data - 53

1.2. Baseline results: consumer surplus per trip - 55

1.3. Heterogeneity tests: impact of travel distance and availability of substitutes - 56

1.4. Aggregated national annual recreational benefits - 60

1.5. Interpretation and limitations - 61

2. WTP FOR RIVER IMPROVEMENTS BASED ON CHOICE EXPERIMENT - 64

2.1. Experimental design - 64

2.2. Econometric modelling approach - 65

2.2.1. Random utility framework - 65

2.2.2. Mixed logit specification - 65

2.2.3. Estimation in WTP space - 66

2.2.4. Interaction models and observed heterogeneity - 66

2.2.5. Treatment of protest responses and robustness - 67

2.2.6. Weighted (simulated) maximum likelihood and representativeness - 68

2.3. Modelling results - 68

2.3.1. Mixed logit (MXL) model results - 68

2.3.2. Socio-demographic interactions – WTP differences by respondents' socio-demographic characteristics - 71

2.3.3. Experience and attitudinal interactions – WTP differences by respondents' experience and attitude characteristics - 73

2.3.4. Obstacles' use interactions - 75

2.4. Willingness-To-Pay (WTP) for policy scenarios - 78

2.4.1. Construction of scenario-specific WTP measures - 78

2.4.2. WTP estimates for policy scenarios - 80

2.4.3. Main patterns in scenario-level WTP - 83

References - 84

Annex A: Baseline MXL interaction models - 85

1. Recreational benefits based on travel cost estimation

1.1. Approach and data

This section quantifies the recreational benefits associated with visits to inland water bodies in Latvia using the **Travel Cost Method (TCM)**. The method infers the value of recreation from observed trip behaviour by treating travel expenditures as a “price” of access. The key welfare metric produced by TCM is the **consumer surplus (CS) per recreational trip**, which represents the average net benefit a visitor receives from one trip over and above travel costs.

The analysis relies on survey questions Q10–Q18, which describe trip frequency, travel distance, travel time, transport mode, and group travel characteristics for the respondent’s most visited inland water body. The estimation sample consists of respondents who reported visiting inland water bodies for recreation during the last 12 months (N = 741). This sample definition is consistent with the survey structure: information required to construct travel cost (notably the distance to the visited water body) is observed only for visitors with a defined visited site.

In the visitor sample (N = 741), respondents report on average 14.78 trips in the last 12 months (Q10). The mean stated one-way distance is 14.88 km (median 5 km; mode 1 km). Using the baseline cost assumption $c_{km} = 0.10$ EUR/km and round-trip conversion, the implied mean monetary travel cost per trip is 2.98 EUR. The baseline TCM model implies a mean predicted annual trips among users of 14.40, which is the quantity used in the national aggregation (Method 1).

Table A1.1. Trip, distance, and travel-cost statistics (inputs to TCM and aggregation).

Statistic	Value	Notes
Visitor estimation sample size (Q10 & Q13 observed)	741	Respondents who visited inland waters in last 12 months and reported trips and distance
Share of respondents visiting inland waters for recreation in last 12 months (Q1)	0.741	Used in national aggregation (Method 1)
Mean trips of visitors to most often visited water body in last 12 months (Q10)	14.78	Observed reported trips (not model-based)
Mean predicted annual trips among users (baseline TCM)	14.40	Conditional mean from the baseline NB2 model; used in Method 1 aggregation
Mean annual trips per adult (Q4_NoOfTrips_Mean)	14.47	Population average including zeros; used in Method 2 aggregation
Mean stated one-way distance (km)	14.88	Visitor sample
Median stated one-way distance (km)	5.00	Visitor sample
Mode stated one-way distance (km)	1.00	Visitor sample
Mean monetary travel cost per trip (EUR)	2.98	(TC = 0.10 EUR/km)

Notes: Monetary travel cost is constructed from stated one-way distance (Q13), converted to round-trip distance, and valued at 0.10 EUR/km (fuel + depreciation approximation).

In addition to raw survey responses, the dataset includes derived variables that support hypothesis testing required for the report, in particular:

- Water body type indicator for the most visited site⁵⁷:

⁵⁷ Based on the survey question “Please indicate the type of water body you most frequently visit for recreation, in the place where you visited it, selecting the most appropriate option from the list below!”, with the answer options

- small and medium rivers (Q9_MostVisited_MediumRiver, n=187⁵⁸),
- impoundments on rivers (Q9_MostVisited_Impoundment, n=36),
- lakes (Q9_MostVisited_Lake, n=359).
- Substitute availability indicator⁵⁹ (Q7_SubstitAvailable), coded as:
 - 0 = no substitutes available (Q7 codes 1–2, n=506),
 - 1 = substitutes available (Q7 codes 3–5, n=235).

Two distance measures are available in principle: (i) the stated one-way travel distance from Q13, and (ii) a distance calculated from GIS coordinates, computed for the respondents' stated residence place (municipality) and visited water body (name and visited site county). The main analysis uses the stated distance (Q13). This choice reflects the survey's spatial-resolution constraints: visited water bodies are often large (lakes) and located within large administrative areas; GIS coordinates are therefore derived as approximate centroids (e.g., lake midpoint, settlement midpoint, city centre). Given that most trips are short (median 5 km; mode 1 km), centroid-based distances can introduce substantial measurement error relative to the true travel distance. For this reason, GIS-based distances are not used for the headline valuation results; they may be considered only as an optional sensitivity check.

Monetary travel cost per trip is constructed as:

$$TC_i = c_{km} \cdot 2 \cdot dist_i,$$

where $dist_i$ is the stated one-way distance (km), the factor 2 converts it to round-trip travel, and c_{km} is the assumed per-kilometre cost. The baseline analysis uses $c_{km} = 0.10$ EUR/km. This parameter is intended as a conservative approximation covering fuel and vehicle depreciation.⁶⁰ The baseline specification focuses on monetary costs; time costs and carpooling adjustments are treated as optional refinements for sensitivity analysis.

Trip frequency is modelled as count data using a negative binomial model (NB2) with a log-link:

$$E[Y_i | X_i] = \mu_i = \exp(X_i\beta),$$

and variance $\text{Var}(Y_i | X_i) = \mu_i + \alpha\mu_i^2$, where α captures over-dispersion. The baseline specification includes a constant and the travel cost term:

$$\ln(\mu_i) = \beta_0 + \beta_{TC} TC_i.$$

(1) "Small river (can be crossed by wading)", (2) "Medium-sized river (a typical swimmer could swim across)", (3) "Large river (a typical swimmer could not swim across)", (4) "Impoundment on a river", and (5) "Lake".

⁵⁸ Combined two options – small and medium-sized rivers.

⁵⁹ Based on the survey question "Please consider the area within a radius about 15 kilometers around your place of residence – how many places do you know in this area near inland water bodies that you consider suitable for recreation by the water? Please mark the most appropriate option!", with answer options (1) "None", (2) "1-2 places", (3) "3-5 places", (4) "6-10 places", (5) "More than 11 places".

⁶⁰ The per-kilometre travel cost c_{km} is based on prevailing Latvian reimbursement rules and current fuel prices. Under Latvian regulations, employers may reimburse employees for actual fuel expenses and additionally pay a tax-free vehicle depreciation allowance of 0.04 EUR/km (Cabinet Regulations No. 969 (2010) and No. 899 (2010)). With an average petrol price of approximately 1.55 EUR per litre at the time of the study, typical fuel consumption implies a fuel cost of about 0.07–0.09 EUR/km for passenger cars. Adding the depreciation allowance yields a total cost close to 0.10 EUR/km. We therefore adopt $c_{km} = 0.10$ EUR/km as a conservative approximation, which remains below the all-inclusive mileage rates commonly applied in many European countries and excludes any explicit valuation of travel time.

Given that the core travel-cost inputs (visited site and distance) are observed for visitors, the count model is estimated on the visitor sub-sample (those with $Y \geq 1$ and non-missing distance). Inference focuses on the travel-cost coefficient β_{TC} , which determines welfare. Under the standard semi-log TCM formulation, the consumer surplus per trip is:

$$CS = -\frac{1}{\beta_{TC}}.$$

Uncertainty is reported as 95% confidence intervals. For aggregate national benefits (Section 1.4), uncertainty is propagated using Monte Carlo simulation based on the estimated parameter covariance matrix.

To support the specific issues related to tasks of the study, the analysis further evaluates whether consumer surplus differs systematically:

- by type of visited water body (small and medium size rivers, impoundments, lakes),
- by availability of substitutes (with/without substitutes, via interaction with travel cost),
- with distance (allowing travel-cost sensitivity to vary with distance; interpreted primarily through predicted trip rates and annual benefits per user across distance).

1.2. Baseline results: consumer surplus per trip

This section reports the baseline TCM estimates of consumer surplus (CS) per recreational trip together with the underlying model parameters, standard errors, and statistical significance. Trip counts are estimated using a negative binomial (NB2) model with log link. The estimation sample consists of respondents who visited inland water bodies in the last 12 months and reported both trips (Q10) and stated distance (Q13), yielding $N = 741$.

In the estimation sample (respondents who reported at least one trip in the last 12 months and provided stated one-way distance), the baseline TCM implies an average of **14.4 annual trips per visitor** (conditional on having visited at least once in the last 12 months). Stated one-way travel distances are short for most respondents (median 5 km; mode 1 km), with a longer right tail. With $c_{km} = 0.10$ EUR/km and round-trip travel assumed, the implied monetary travel cost per trip is correspondingly low for most respondents. Table A1.1 reported the key descriptive statistics used in the modelling and in the national aggregation.

Table A1.2 reports the parameter estimates of the baseline travel cost model. The travel cost coefficient is negative and highly statistically significant, consistent with downward-sloping recreational demand. The implied consumer surplus per trip is 17.78 EUR with a 95% confidence interval of [12.92; 22.64].

Table A1.2. Baseline travel cost model (overall sample; dependent variable – number of recreational visits to inland waters).

Variable	Coefficient (st. err.)
Constant	2.2251*** (0.1224)
Travel cost (EUR/trip)	-0.0562*** (0.0078)
Overdispersion (α)	4.3450

Notes: Model fit: $N = 741$; Negative log-likelihood (NLL) = 2563.799; AIC = 5133.598. Implied welfare: CS per trip = 17.78 EUR; 95% CI [12.92; 22.64].

To test whether travel-cost sensitivity and implied benefits differ by the type of inland water body most visited, the same baseline model is estimated separately on sub-samples defined by the provided indicators. Table A1.3 reports full parameter estimates by each sub-samples' group, together with implied CS per trip.

Table A1.3. Baseline travel cost model by water body type (separate estimations; dependent variable – number of recreational visits to the specified water body types).

Water body type	N	Variable	Coefficient (st. err.)
Small & medium size rivers	187	Constant	2.2642*** (0.4655)
		Travel cost (EUR/trip)	-0.1721*** (0.0262)
		Overdispersion (α)	8.5779
		Implied CS (EUR/trip)	5.81
		95% CI	[4.08; 7.54]
Impoundments on rivers	36	Constant	2.3483*** (0.6175)
		Travel cost (EUR/trip)	-0.1155** (0.0581)
		Overdispersion (α)	5.0350
		Implied CS (EUR/trip)	8.65
		95% CI	[0.12; 17.18]
Lakes	359	Constant	2.2111*** (0.1156)
		Travel cost (EUR/trip)	-0.0356*** (0.0096)
		Overdispersion (α)	2.5790
		Implied CS (EUR/trip)	28.08
		95% CI	[13.26; 42.91]

Across all visitors, the travel cost coefficient is highly significant and yields a per-trip CS of 17.78 EUR. Sub-sample estimates show substantial heterogeneity: implied CS is lowest for small and medium rivers (5.81 EUR/trip) and highest for lakes (28.08 EUR/trip). Estimates for impoundments (8.65 EUR/trip) are directionally consistent but imprecise due to limited number of observations.

1.3. Heterogeneity tests: impact of travel distance and availability of substitutes

This section examines whether the recreational benefits per trip vary systematically with (i) the availability of substitute sites and (ii) travel distance. In the baseline TCM specification, consumer surplus per trip is constant because travel cost enters the demand function linearly with a single coefficient. To test heterogeneity, we extend the model by allowing the travel-cost sensitivity to vary with substitutes and distance. Where the interaction terms are statistically significant, we report implied CS per trip for the relevant groups or distances.

All models in this section are estimated on the same visitor sample (N = 741) using NB2 with log link.

To test whether **substitutes** affect recreational value, we estimate an interaction model:

$$\ln(\mu_i) = \beta_0 + \beta_{TC}TC_i + \beta_S S_i + \beta_{TC \times S}(TC_i \cdot S_i),$$

where S_i is an indicator for whether substitutes are available (Q7_SubstitAvailable, 1 = substitutes available; 0 = no substitutes). In this specification, the marginal effect of travel cost on demand differs by substitutes:

- No substitutes ($S = 0$: slope = β_{TC})
- Substitutes available ($S = 1$: slope = $\beta_{TC} + \beta_{TC \times S}$)

The implied CS per trip is therefore:

$$CS(S = 0) = -\frac{1}{\beta_{TC}},$$

$$CS(S = 1) = -\frac{1}{\beta_{TC} + \beta_{TC \times S}}.$$

Table A1.4 reports full parameter estimates. The interaction term $TC \times S$ is negative and statistically significant ($p = 0.0020$), indicating that when substitutes are available, trip demand is more sensitive to travel costs (more negative cost slope), and thus implied CS per trip is lower.

Table A1.4. Substitutes interaction model (NB2; dependent variable – number of recreational visits to inland waters).

Variable	Coefficient (st. err.)
Constant	1.6353*** (0.1444)
Travel cost (EUR/trip)	-0.0292*** (0.0108)
Substitutes available (S=1)	0.9222*** (0.1397)
Travel cost × substitutes	-0.0509*** (0.0165)
Overdispersion (α)	3.5968

Notes: Model fit: N = 741; NLL = 2544.382; AIC = 5098.764. Test of substitutes effect on CS: p-value for $TC \times S = 0.0020$.

Implied welfare (CS per trip):

- No substitutes (S=0): 34.30 EUR; 95% CI [9.31; 59.29]
- Substitutes available (S=1): 12.50 EUR; 95% CI [8.69; 16.30]

The results provide strong evidence that site substitutability materially affects estimated per-trip benefits. Respondents reporting substitutes exhibit lower CS per trip (12.50 EUR) than those reporting no substitutes (34.30 EUR). This pattern is consistent with standard welfare theory: the availability of substitutes limits the welfare loss from higher access costs and reduces the implied surplus from any single site/trip. These findings are directly relevant for aggregation and benefit-transfer contexts where the availability of substitute water bodies differs across areas.

Distance is a central driver of travel cost. Under the baseline model, distance affects trips only through travel cost, and CS per trip is constant. To test whether travel-cost sensitivity itself varies with distance, we use two complementary approaches: (a) a smooth interaction with $\log(\text{distance} + 1)$, and (b) distance-bin-specific travel cost slopes.

(A) Continuous interaction: $TC \times \log(\text{distance} + 1)$

Model specification:

$$\ln(\mu_i) = \beta_0 + \beta_{TC}TC_i + \beta_{TC \times d}(TC_i \cdot \log(d_i + 1)),$$

where d_i is stated one-way distance (km). This allows the travel-cost slope (and thus implied CS) to vary smoothly with distance:

$$\text{slope}(d) = \beta_{TC} + \beta_{TC \times d} \log(d + 1), \quad CS(d) = -\frac{1}{\text{slope}(d)}.$$

Table A1.5 shows that the interaction term is highly statistically significant ($p < 0.001$), rejecting constant cost sensitivity across distances.

Table A1.5. Distance interaction model: $TC \times \log(\text{distance} + 1)$ (dependent variable – number of recreational visits to inland waters).

Variable	Coefficient
Constant	2.6982*** (0.1119)
Travel cost (EUR/trip)	-0.5612*** (0.0742)
Travel cost \times $\log(\text{distance}+1)$	0.0959*** (0.0149)
Overdispersion (α)	3.4813

Notes: Model fit: N = 741; NLL = 2538.551; AIC = 5085.103. Test of distance effect on CS: p-value for $TC \times \log(\text{distance} + 1) = 1.274\text{e-}10$.

Implied CS at illustrative distances (one-way):

- 0.5 km: 1.91 EUR (95% CI [1.42; 2.40])
- 5 km: 2.57 EUR (95% CI [1.95; 3.19])
- 40 km: 4.88 EUR (95% CI [3.91; 5.85])

The CS values above follow mechanically from the estimated interaction specification and are provided as interpretation aids. In practice, the most policy-relevant distance-decay evidence is likely derived from predicted trips and annual benefits per user versus distance (described in Section C).

The positive interaction term (implies that the travel-cost slope becomes less negative with distance (because $\log(d + 1)$ increases with distance). Mechanically, this increases $CS(d)$ with distance in this specification. This pattern should not be interpreted as “farther trips are more valuable” in a literal sense; rather, it indicates that observed behaviour is consistent with heterogeneous trip types across distance ranges (e.g., short local trips versus less frequent but potentially more purposeful longer trips) and/or measurement and selection effects inherent to conditioning on visitors with a reported “most visited site.” For this reason, we complement the smooth interaction with a more transparent piecewise approach below.

(B) Distance bins: bin-specific travel cost slopes

We estimate a specification with separate travel-cost coefficients by distance bins defined on one-way distance (km): [0,5), [5,10), [10,20), [20,50), [50, ∞).

$$\ln(\mu_i) = \beta_0 + \sum_{k=1}^K \beta_{TC,k} (TC_i \cdot \mathbb{1}[d_i \in \text{bin}_k]).$$

Each bin has its own travel-cost slope $\beta_{TC,k}$ and hence its own implied CS per trip $CS_k = -1/\beta_{TC,k}$.

Table A1.6 reports coefficients and implied CS by bin.⁶¹ All bin-specific cost coefficients are negative and statistically significant. A Wald test strongly rejects equality of slopes across bins ($p < 0.001$), confirming distance-related heterogeneity in cost sensitivity.

⁶¹ The bin-specific CS estimates are per recreational trip and are based on the same round-trip monetary travel cost definition used elsewhere. The bin model is a heterogeneity specification in which the travel-cost slope is allowed to differ across distance ranges; consequently, bin-specific CS values are not expected to match the baseline constant-CS estimate and can be substantially lower for short-distance trips if cost sensitivity is steeper for nearby recreation.

Table A1.6. Distance-bin model: bin-specific travel-cost slopes and implied CS.

One-way distance bin (km)	N	Travel-cost coefficient	Implied CS (EUR/trip)	95% CI (EUR)
[0, 5)	346	-1.2574*** (0.3601)	0.80	[0.35; 1.24]
[5, 10)	140	-0.5681*** (0.1513)	1.76	[0.84; 2.68]
[10, 20)	100	-0.5055*** (0.0840)	1.98	[1.33; 2.62]
[20, 50)	94	-0.2009*** (0.0341)	4.98	[3.32; 6.63]
[50, ∞)	61	-0.0611*** (0.0086)	16.36	[11.84; 20.89]

Notes: Model fit: N = 741; NLL = 2547.177; AIC = 5108.354; $\alpha = 3.6529$. Wald test (all bin slopes equal): $\chi^2(4) = 35.766$, $p = 3.233e-07$.

The bin model provides an easily interpretable diagnostic of distance heterogeneity in the effective cost sensitivity. The implied CS values vary markedly across distance ranges. As with the continuous interaction model, these patterns likely reflect heterogeneity in trip purposes and selection within the visitor-only sample rather than a structural statement that value rises with distance. For the policy interpretation (e.g., for “benefiting area”), the most direct object is distance decay in predicted trip frequencies and annual benefits per user.

(C) Practical “benefit radius” and distance-decay interpretation

For practical interpretation, we evaluate the baseline model’s predicted conditional trip frequency as a function of distance and derive an indicative “benefit radius” defined as the distance at which either:

- predicted annual trips per user fall below a small threshold (0.10 trips/year), or
- predicted annual benefits per user fall below 1 EUR/year.

Within the observed distance range in the sample, neither threshold is reached:

- Benefit radius (trips): threshold 0.10 not reached within observed range.
- Benefit radius (annual benefit): epsilon 1.00 EUR/user/year not reached within observed range.

This result indicates that, under the estimated baseline demand relationship and within the distances observed in the survey, predicted recreational use and implied annual benefits decline with distance (Table A1.7) but do not fall to near-zero levels before the upper tail of observed distances. In subsequent sections, this information will be used to guide conservative interpretation of the spatial extent of benefits and to motivate sensitivity checks rather than imposing a hard cut-off radius.

Table A1.7. Predicted annual trips and annual benefit per visitor by one-way distance (baseline demand curve).

One-way distance (km)	Predicted trips per visitor per year	Annual benefit per visitor (EUR/year)
0.5	16.02	284.80
5	15.36	273.07
10	14.66	260.67
20	13.36	237.65
40	11.13	197.89
80	7.82	139.04

Notes: Annual benefit per visitor is computed as baseline CS per trip (17.78 EUR) times predicted trips at the given distance. Even if CS(d) increases in interaction models (Sections A and B), total annual benefit per user typically declines with distance because predicted number of trips fall.

1.4. Aggregated national annual recreational benefits

This section aggregates the estimated per-trip recreational benefits to obtain annual national recreational benefits for Latvia. Aggregation proceeds by multiplying an estimate of consumer surplus per trip (CS) by an estimate of the total annual number of trips to inland water bodies for recreation at the national level. Let CS denote consumer surplus per trip (EUR/trip). Total annual national recreational benefits are computed as:

$$B = CS \times T,$$

where T is the total number of recreational trips per year in Latvia (trips/year). The baseline welfare input is taken from Chapter 1.2: CS per trip (baseline, overall): 17.78 EUR/trip (95% CI [12.92; 22.64]).

To operationalise T , we use two complementary definitions based on survey data:

Method 1: TCM-predicted trips among users (visitor-based scaling)

Method 1 uses the travel cost model (estimated on last-12-month visitors) to predict the mean annual number of trips per user (conditional on being a visitor with a defined visited site). This mean is then scaled to the national level using:

- the adult population of Latvia (set to 1,515,000), and
- the share of adults who visited inland water bodies in the last 12 months (computed from the survey's yes/no indicator for last-12-month visitation; the share is 74.1%).

Formally:

$$T_{M1} = N_{adult} \cdot s_{12m} \cdot \bar{Y}_{user},$$

where \bar{Y}_{user} is the mean predicted annual trips among users (14.40) and s_{12m} is the share of last-12-month visitors in the adult population.

Using this method, the implied national total number of trips is: Total trips (point) – 16.16 million trips/year.

Method 2: Population-average annual trips from Q4 (includes zeros)

Method 2 uses the survey-derived annual trip frequency (constructed variable Q4_NoOfTrips_Mean), which is defined for the full sample and incorporates:

- reported trips in the last 12 months for visitors,
- annualised trip frequency for respondents whose last visit was in the last 3 years, but not in the last 12 months (where applicable), and
- zeros for respondents who have not visited within the relevant period (including last time visited more than 3 years ago and never visited, as encoded in the constructed variable).

This provides a population-average trips per adult (14.47), which can be directly scaled by the adult population:

$$T_{M2} = N_{adult} \cdot \bar{Y}_{Q4}.$$

Using this method, the implied national total number of trips is: Total trips (point) – 21.93 million trips/year.

National recreational benefits are computed as $B = CS \times T$. Two outputs are reported (Table A1.8):

1. **Point estimate**, based on point CS and point total trips.
2. **Uncertainty (95% CI)**, generated via Monte Carlo (MC) simulation drawing from the estimated parameter distribution of the baseline model and propagating that uncertainty into CS (and in

Method 1 also into predicted mean trips among users). This yields a distribution of national annual benefits from which the 2.5th and 97.5th percentiles are reported.

Table A1.8. Aggregated national annual recreational benefits for Latvia.

Method	Definition of total trips	Total trips (point), million trips/year	Annual benefit (point), million EUR/year	Annual benefit (MC mean), million EUR/year	95% CI (million EUR/year)
Method 1	TCM-predicted trips among users × share of visitors × adult population	16.16	287.4	295.1	223.1 – 400.1
Method 2	Population-average annual trips from Q4 × adult population	21.93	389.9	397.5	304.0 – 539.7

Combining the estimated mean predicted trips among users (14.40) with the adult population (1.515 million) and the share who visited inland waters in the last 12 months (0.741) implies 16.16 million trips/year nationally. Multiplying by CS per trip yields an annual recreational benefit of 287.4 million EUR (Monte Carlo mean 295.1 million EUR, 95% CI [223.1; 400.1] million EUR).

Using the population-average trips measure Q4 (mean 14.47 trips/adult/year) implies 21.93 million trips/year nationally and an annual benefit of 389.9 million EUR (Monte Carlo mean 397.5 million EUR, 95% CI [304.0; 539.7] million EUR).

Both methods yield large and economically meaningful national benefit estimates, with Method 2 producing higher totals because it implies a larger national number of trips (389.9 vs 287.4 million EUR). The two approaches should be interpreted as alternative, survey-consistent scaling assumptions:

- Method 1 is more tightly aligned with the travel cost model’s behavioural structure (trips conditional on having a defined “most visited” site and observed travel cost), combined with a participation share.
- Method 2 relies on a direct survey-based population average of annual trips and therefore may be preferable when the report aims to remain closer to reported trip frequencies, including non-users and infrequent users.

For transparency, both estimates are reported, with Method 1 serving as the primary TCM-consistent aggregation and Method 2 as a complementary estimate anchored in the full-sample trip frequency construction.

1.5. Interpretation and limitations

This section summarises how the TCM results should be interpreted in the context of the study objectives, highlights key methodological and data limitations, and provides guidance on which estimates are most appropriate for headline reporting and subsequent use (e.g., benefit transfer, aggregation, sensitivity analysis).

Consumer surplus per trip.

The baseline travel cost model implies an average consumer surplus of 17.78 EUR per recreational trip (95% CI [12.92; 22.64]) for visitors to inland water bodies in Latvia. This is interpreted as the average net benefit of a single trip to the respondent’s most visited inland water body, over and above monetary travel costs as approximated in the analysis.

Differences across water body types.

Separate estimations by water body type indicate substantial heterogeneity:

- **Lakes:** 28.08 EUR/trip (95% CI [13.26; 42.91])
- **Small and medium-size rivers:** 5.81 EUR/trip (95% CI [4.08; 7.54])
- **Impoundments on rivers:** 8.65 EUR/trip (95% CI [0.12; 17.18])

These differences should be interpreted as differences in estimated travel-cost sensitivity and implied surplus across respondent groups defined by their most visited water body site type. They do not necessarily imply that one water body type intrinsically generates higher welfare per trip, because water body choice is endogenous (selection into the type visited) and may reflect correlated factors such as urban proximity, site quality, trip purpose, or substitution opportunities.

Substitutes and distance heterogeneity.

The substitutes interaction model provides strong evidence that the availability of substitutes affects estimated welfare: **CS per trip is lower when substitutes are available** (12.50 EUR) and higher when they are not (34.30 EUR), with the key interaction term statistically significant ($p = 0.0020$). This is consistent with economic intuition: more substitutes reduce the welfare loss from higher access costs and dampen per-trip surplus for any given site.

Distance heterogeneity tests indicate statistically significant variation in the estimated travel-cost slope across distance ranges (Wald test $p < 0.001$) and via a smooth interaction with $\log(\text{distance}+1)$ ($p < 0.001$). These models should primarily be treated as diagnostics of behavioural heterogeneity and/or selection by trip type. For applied welfare interpretation, predicted trip rates and annual benefits per user over distance provide a more policy-relevant “distance-decay” perspective than mechanically interpreting CS(d) from an interaction form.

Key limitations and implications for use

(i) Visitor-only estimation sample and participation margin.

The TCM demand model is estimated on respondents who visited inland water bodies within the last 12 months and reported a most visited site with distance information ($N = 741$). As a result, the estimated demand relationship is best interpreted as a conditional demand model for users, rather than a complete recreation-demand system including a participation decision (user vs non-user). National aggregation therefore requires an explicit scaling step (e.g., multiplying by the share of visitors). This is handled transparently in Method 1. For aggregated recreational benefits it is seen as a conservative estimate since it does not account full number of trips (e.g., trips made by infrequent users are not accounted).

(ii) Travel cost measurement and omission of time cost.

The baseline travel cost includes only a monetary per-kilometre cost applied to stated distance. It does not monetise travel time, nor does it adjust for trip chaining or multi-purpose trips. Excluding time cost tends to understate the “full price” of access, which can affect the travel-cost coefficient and CS. However, incorporating time costs requires additional assumptions (value of time, wage proxies) that may introduce their own uncertainty. For the purposes of this report, the baseline monetary-only cost should be viewed as a conservative, transparent specification, with optional time-cost sensitivity analysis as a possible extension.

(iii) Sensitivity to EUR/km assumption.

The assumed 0.10 EUR/km materially affects the level of the constructed travel cost. Because CS is derived from the estimated travel-cost coefficient, changes in cost scaling can affect CS levels. While 0.10 EUR/km is plausible and intentionally conservative.

(iv) Small sub-samples for impoundments.

The impoundments subgroup ($N = 36$) yields a very wide 95% CI for CS, reflecting limited precision. Conclusions about impoundments should therefore be phrased cautiously.

(v) Distance heterogeneity models and interpretability.

The interaction models imply patterns where CS increases with distance in some specifications. This should not be over-interpreted as a structural welfare gradient. It likely reflects heterogeneity in trip purpose and selection into longer-distance trips, combined with the conditioning on visitors and the “most visited site” framing. For spatial interpretation (benefit area), the recommended object is predicted trips and annual benefits per user versus distance, supported by sensitivity checks rather than a single sharp cut-off.

Input estimates for the recommended approach of estimating recreational benefits for local areas are illustrated in Table A1.9 for relevant areas of inland water recreation in terms of area size (based on a one-way travel distances of visitors’ recreational trips). For the relevant sizes or areas, the survey data indicate, for instance, that for 71% of frequent users (visited at least once in last 12 month) the most visited water body is within the 10 km distance, and for 83% of users (visited at least once in last 3 years) the nearest visited water body is located within the 10 km distance from residence place (see also Figure A1.1).

The calculated annual benefit per visitor can be multiplied with the total population of a specific area (taking into account the used distance as radius) to calculate the aggregated recreational benefits for that area (accounting share of visitors – see aggregation Method 1).

Table A1.9. Predicted annual trips and annual benefit (consumer surplus) per visitor by various one-way distances (baseline demand curve).

One-way travel distance (km)	Predicted trips per visitor per year ^[1]	CS per trip EUR (baseline model)	Annual benefit (CS) per visitor (EUR/year)
5	15.4	17.78 [95% CI 12.92; 22.64]	273.1 [95% CI 198.5; 347.8]
10	14.7	17.78 [95% CI 12.92; 22.64]	260.7 [95% CI 189.4; 331.9]
15	14.0 ^[2]	17.78 [95% CI 12.92; 22.64]	249.1 [95% CI 181.0; 317.2]
20	13.4	17.78 [95% CI 12.92; 22.64]	237.5 [95% CI 172.6; 302.5]

Notes. Annual benefit per visitor is computed as baseline CS per trip (17.78 EUR) times predicted trips at the given distance (based on the baseline demand curve). Total annual benefit per user declines with distance because predicted number of trips fall. [1] Estimated by the baseline model (demand curve), presented in Table A1.7. [2] Calculated as mid-point of the predicted trips for 20 and 10 km distances.

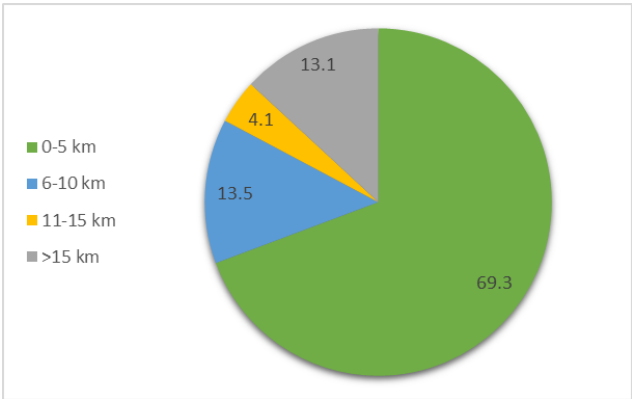


Figure A1.1. Distance to the closest visited water body (site) used for inland waters’ recreation – share of visitors (%) with each distance interval. (Source: The survey data.)

Notes. N = 876 (respondents who visited inland waters for recreation at least once in the last 3 years). Data based on the survey question (Q6) “How far from your place of residence is the nearest inland water body (river, lake or reservoir on a river) that you have visited for water related recreation?”.

2. WTP for river improvements based on choice experiment

2.1. Experimental design

The discrete choice experiment (DCE) was designed to elicit citizens' preferences and willingness to pay for alternative river-obstacle management programs. In each choice task, respondents were asked to choose their most preferred alternative among three options: the current situation (status quo; "no additional measures") and two hypothetical programs (Program A and Program B) differing only in their attribute levels. Each program was described by four attributes:

1. **Share of obstacles (from the total number) for which additional measures would be implemented**
 - 0% (reference level, reflecting the current status of the rivers affected by obstacles in the absence of additional measures)
 - 5% (12 obstacles), 10% (25 obstacles), 25% (62 obstacles), 50% (124 obstacles), 75% (185 obstacles) and 100% (247 obstacles) (alternative programs with additional measures)
2. **Fish abundance and species diversity in the affected rivers after implementation of additional measures** – measured using the national "Fish index", which expresses the state as a percentage of natural conditions (100% mean natural conditions):
 - below 50% (reference level)
 - 50-60% of natural state (corresponds to "moderate" quality according to WFD)
 - 60-80% of natural state (corresponds to "good" quality according to WFD)
 - 80-100% of natural state (corresponds to "high" quality according to WFD)
3. **State of river water plant and benthic animal species diversity in the affected rivers after implementation of additional measures** – measured using the national species diversity index, which expresses the state as a percentage of natural conditions (100% mean natural conditions):
 - below 50% (reference level)
 - 50-60% of natural state (corresponds to "moderate" quality according to WFD)
 - 60-80% of natural state (corresponds to "good" quality according to WFD)
 - 80-100% of natural state (corresponds to "high" quality according to WFD)
4. **A special "river restoration payment" (EUR/year)** collected to a special environmental protection fund – a compulsory payment charged to each adult inhabitant for financing the additional measures, with levels:
 - 2, 5, 10, 20, 35 or 50 EUR per year.

The status quo alternative described the situation in 2040 in the absence of any additional measures. In the experimental design, the status quo alternative was included in every choice card and kept constant across all choice situations, while the attributes of the two policy alternatives varied according to the experimental design.

The experimental design was constructed in Ngene 1.4 as a D-efficient design optimised for a multinomial logit model. The initial design was developed for the pilot survey. Two subsequent designs were generated sequentially using updated parameter priors: one after the pilot and another after the first part of the main survey (N=173). Across these three sequential designs, the design structure was kept constant (same attributes, levels, number of choice tasks and alternatives).

All three designs consisted of 32 choice situations, divided into four blocks of eight. In the main survey, each respondent completed one block of choice tasks, with blocks randomly assigned. The two non-status-quo alternatives were labelled "Program A" and "Program B" in the survey interface and differed

only in their attribute levels. The status quo alternative was described as “no additional measures” and served as the baseline against which policy alternatives were evaluated.

2.2. Econometric modelling approach

2.2.1. Random utility framework

The analysis of the discrete choice data is based on random utility theory (McFadden, 1974). In each choice task, respondent i chooses among J alternatives (two policy programs and the status quo). The indirect utility that respondent i obtains from alternative j in choice situation t is written as:

$$U_{ijt} = V_{ijt} + \varepsilon_{ijt},$$

where V_{ijt} is the systematic (observable) component of utility and ε_{ijt} is a random error term capturing unobserved factors.

In this study, the systematic utility component is specified as a linear function of the attributes describing each alternative:

- an alternative-specific constant (ASC) for the **status quo** (SQ) option,
- dummy-coded variables for:
 - **share of obstacles with additional measures** (10, 25, 50, 75 or 100% vs. 5% as baseline; the 0% level occurs only in the status quo and is absorbed by the ASC),
 - **fish index variable**, with levels 50–60%, 60–80%, and 80–100% (relative to the reference level “below 50%”; in the output tables these are reported as 60%, 80% and 100% vs 50%);
 - **species index variable**, with levels 50–60%, 60–80%, and 80–100% (relative to the reference level “below 50%”; in the output tables these are reported as 60%, 80% and 100% vs 50%).
- a continuous **cost** attribute, defined as the additional yearly “river restoration payment” (2, 5, 10, 20, 35 or 50 EUR per year).

The status quo alternative is characterised by a 0% share of obstacles with additional measures, the reference ecological levels (below 50% for fish and for other species), and zero additional cost. Because the 0% share level is observed only in the status quo option, it is perfectly collinear with the status quo constant (ASC) and therefore not separately identifiable. In the baseline specification, the smallest non-zero share level (5%) is used as the reference among program alternatives. Consequently, the ASC should be interpreted as the average WTP for moving from the status quo to a minimal program (5% share) at the reference ecological levels.

2.2.2. Mixed logit specification

To allow for unobserved taste heterogeneity and correlation across repeated choices by the same individual, we employ a mixed logit (MXL) model (Revelt & Train, 1998). In the MXL, the preference parameters are treated as random variables that vary across respondents:

$$\beta_i = \beta + \eta_i,$$

where β is a vector of population means and η_i is a vector of individual-specific deviations, assumed to follow a multivariate normal distribution with zero mean and covariance matrix Σ .

The utility for individual i from alternative j in choice situation t is then:

$$U_{ijt} = \beta_i^{x_{jt}} + \varepsilon_{ijt}$$

where x_{jt} contains the attributes of alternative j in situation t . In our preferred specifications, the ASC for the status quo and all non-monetary attributes (share of obstacles, fish and species state levels) are specified as random parameters, while the cost coefficient enters the utility function through the money-metric transformation described below. We estimate MXL models without correlations between random parameters, which provided a good fit and stable WTP distributions while keeping the number of parameters and simulation burden manageable.

Given β_i , the conditional probability that individual i chooses a sequence of alternatives across T choice tasks is the product of logit probabilities. The unconditional probability integrates over the distribution of β_i :

$$P_i = \int \prod_{t=1}^T \frac{\exp(\beta_i' x_{jt})}{\sum_{k \in C_t} \exp(\beta_i' x_{kt})} f(\beta_i | \beta, \Sigma) d\beta_i .$$

This integral does not have a closed-form solution, so the model is estimated by simulated maximum likelihood. We use 10,000 scrambled Sobol draws per respondent, which has been shown to provide accurate and efficient simulation in similar applications (Czajkowski & Budziński, 2019).

2.2.3. Estimation in WTP space

The primary goal of the study is to derive willingness-to-pay (WTP) measures for changes in the ecological state of rivers affected by obstacles. While WTP can be obtained as the ratio of non-monetary and cost coefficients in a preference-space model, this ratio-of-random-variables approach may yield unstable estimates, especially in mixed logit models where both the numerator and denominator are random. To address these concerns, we follow the WTP-space approach (Scarpa et al., 2008; Train & Weeks, 2005).

Starting from the standard linear-in-parameters utility function with a monetary attribute (cost) c , we can write:

$$U_{ijt} = \alpha_i SQ_{jt} + \sum_m \beta_{im} x_{mjt} + \gamma_i c_{jt} + \varepsilon_{ijt}$$

where SQ_{jt} is an indicator for the status quo and x_{mjt} denotes non-monetary attributes. Re-scaling the utility function by $-\gamma_i$ yields a money-metric specification:

$$U_{ijt} = -c_{jt} + \sum_m \tilde{\beta}_{im} x_{mjt} + \tilde{\alpha}_i SQ_{jt} + \tilde{\varepsilon}_{ijt}$$

where $\tilde{\beta}_{im} = -\beta_{im}/\gamma_i$ can be interpreted directly as marginal WTP for attribute m , and $\tilde{\alpha}_i$ is the WTP for the status quo. In this formulation, the random parameters we estimate are the WTP terms $\tilde{\beta}_{im}$ and $\tilde{\alpha}_i$, which we assume to follow normal distributions across individuals.

Estimating the model directly in WTP space has two main advantages:

1. It yields parameters that are directly interpretable as WTP for each attribute level (EUR/year per person), simplifying policy communication.
2. It avoids numerical problems associated with forming ratios of random coefficients, which can produce extremely large or small implied WTP values even for behaviourally plausible preference distributions.

2.2.4. Interaction models and observed heterogeneity

Beyond unobserved heterogeneity captured by random parameters, we also explore systematic heterogeneity by interacting selected attributes with observable characteristics. This is implemented by allowing the means of the random WTP parameters to depend on covariates. For a given attribute m :

$$\tilde{\beta}_{im} = \bar{\beta}_m + z_i' \delta_m + \eta_{im}$$

where z_i is a vector of individual characteristics and attitudes, δ_m captures how these characteristics shift the mean WTP for attribute m , and η_{im} is the remaining individual-specific random term.

We estimate four sets of interaction models:

- Socio-demographic interactions, where z_i includes gender, age, education, income and region of residence.
- Place-specific preferences for pilot areas (Dobeles and Limbažu counties).
- Experience and attitudinal interactions, where z_i includes variables in relation to:
 - personal experience with the negative impacts of obstacles on rivers,
 - importance of achieving good state of rivers and species,
 - perceived credibility of achieving good state (e.g. restoration of rare and protected species) and trust to policy processes/institutions.
- Obstacles' use interactions, where z_i includes variables in relation to:
 - importance of maintaining or improving specific recreational uses of affected rivers,
 - importance of implementing additional measures for various obstacle types (e.g. dams with small HPPs and privately owned obstacles).

These models allow us to identify which groups of respondents exhibit higher or lower WTP for particular program features (e.g. share of obstacles, state of fish populations, state of water plant and benthic animal species diversity), while maintaining the full random-parameter structure.

For parsimony and numerical stability – especially when adding interactions – we estimate interaction models primarily with a linear coding of the environmental attributes (share, fish and species). Fully dummy-coded interaction specifications are provided in Annex A for direct comparability with the baseline model.

2.2.5. Treatment of protest responses and robustness

A relatively large share of respondents chose the status quo option in all or most of choice tasks and indicated “protest” reasons (e.g. opposition to the payment vehicle, distrust in policy implementation). Respondents who chose the status quo option (program without additional measures) in at least one choice task were asked a follow-up question (Q36) about the main reasons for choosing this option. The wording of Q36 answer options explicitly distinguished between the reasons which consider acceptability of the current situation or non-affordability to pay, and those which involve opposition to the valuation context, payment vehicle, distrust in policy implementation, or credibility of the exercise. These responses were classified either as true “**zero bid**” (non-protest) or as a “**protest response**”⁶². Protest responses can be considered not representing “true” values for the environmental good in question, but respondents who give these responses rather reject some elements of the valuation (see e.g. Meyerhoff & Liebe 2006).

In Q36 respondents could indicate up to three most important reasons for choosing the status quo option in any of choice tasks. We applied a conservative classification rule: a respondent was classified as a protestor only if he/she selected exclusively protest-type reasons (and no true “zero bid” reasons). Respondents who selected a mixture of protest and “zero bid” reasons were not classified as protestors

⁶² The reasons classified as protests included the following: other uses are more important than river quality improvement (e.g. preserving cultural heritage dams, recreational opportunities in impoundments above obstacles); opposition to introduction of an additional payment; opinion that money for additional measures should be taken from other sources (e.g. state budget, EU funds), not from citizens; distrust that the money collected would be used for its intended purpose; distrust to feasibility of implementing such large programs within a given (short) time period. Other reasons indicating that the current state of rivers is good enough, other issues are more important than state of rivers, or the costs are un-affordable were treated as zero bids rather than protests, since they reflect low but genuine WTP rather than rejection of the valuation exercise itself. Open-ended responses in the “Other reason” category were reviewed individually and coded as protest or zero bids using the same principles. In total, 12 open-ended responses were recoded, with 5 additional zero bids and 7 additional protest responses.

and were retained in the main analytical sample. Applying this rule yields a non-protest subsample of N=765 (from the full N=1000).

To assess the robustness of the results, we estimated an additional model excluding respondents classified as the protestors (“no-protest model”). The **full-sample models** reflect the full range of attitudes towards river improvement programs in relation to obstacles, including distrust and oppositions to the valuation and even oppositions due to a wider socio-economic and political context not directly linked to the river improvements. The **no-protest models** represent preferences when the impacts of these oppositions and distrust is minimised. Comparing the full-sample and no-protest models provides a useful robustness check and helps to understand how protest behaviour affects WTP estimates and the preference for alternative policy scenarios.

The policy estimates are based on the full sample unless stated otherwise.

2.2.6. Weighted (simulated) maximum likelihood and representativeness

The survey was designed to be nationally representative for the Latvian general population, but – as is common in applied work – there are some small deviations between the realised sample and the target population with respect to the sample’s representativeness parameters. To ensure that the estimated welfare measures (in particular, mean WTP) are representative for the Latvian adult population, all models were estimated using a weighted maximum (simulated) likelihood approach.

Let w_i denote the survey weight for respondent i . These weights were constructed so that, when applied to the sample, the marginal distributions of age, gender, education, region and nationality match the official population statistics for Latvia. For each respondent, the contribution to the (simulated) log-likelihood is multiplied by this weight:

$$\mathcal{L}(\theta) = \sum_{i=1}^N w_i \ln P_i(\theta),$$

where $P_i(\theta)$ is the (simulated) choice probability for the sequence of choices made by respondent i , and θ is the vector of model parameters (WTP parameters and, where relevant, interaction terms). In practice, we use normalised weights (scaled so that $\sum_i w_i = N$) to keep the effective sample size and standard error interpretation comparable to the unweighted case.

Conceptually, the weighting assigns more influence in the estimation to under-represented groups (e.g. lower-educated respondents, or respondents from less populated regions) and less influence to well-represented groups. As a result, the estimated distributions of WTP and the population mean WTP used in the policy analysis correspond to the Latvian population, rather than to the raw sample composition.

2.3. Modelling results

2.3.1. Mixed logit (MXL) model results

Table A2.1 reports the results of the mixed logit (MXL) models estimated in WTP-space for the Latvian river obstacles choice experiment. We estimate the MXL model in willingness-to-pay (WTP) space, allowing for random taste heterogeneity across respondents.

Panel A in Table A2.1 presents estimates for the full sample of respondents (N = 1,000), while panel B presents estimates for the sub-sample in which protest respondents have been excluded (N = 765). In both cases, models are estimated using weighted simulated maximum likelihood, so that the results are representative for the adult population of Latvia with respect to gender, age, education, region and nationality.

In this baseline model specification, all non-cost attributes enter as dummy-coded levels. The **status quo (SQ) alternative includes an alternative-specific constant (ASC)**. Because the SQ implies no program implementation and, by design, a share of obstacles equal to 0%, the share attribute is perfectly collinear with the SQ indicator. For identification, we therefore normalise the lowest non-zero share level (5%) as

the reference category; coefficients for 10–100% shares are interpreted as incremental WTP relative to a 5% program.

This normalisation implies an important interpretation point: the estimated SQ (ASC) captures the average WTP for moving from the SQ (no program) to a ‘minimum’ program at the reference attribute levels – i.e., a program addressing 5% of obstacles, with fish and other species at their baseline levels (below 50%). Consequently, the value of 5% share is not “missing”, but it is embedded in the ASC.

The SQ (ASC) is negative and highly significant in both panels. In WTP-space this means that, on average, respondents are willing to pay to move away from the SQ situation towards additional river improvement program, even before taking into account the specific levels of share of obstacles (above 5%), fish and species state (above 50%).

Since all non-monetary parameters are specified directly in WTP-space. This implies that the mean coefficients in the “Means” column can be interpreted as the **average willingness to pay (WTP) in EUR per person per year** for a change from the reference level indicated in brackets. Positive values for share, fish and species attributes indicate that respondents are, on average, willing to pay to obtain the given attribute level, while negative values indicate that respondents would require compensation to accept it. The “St. dev.” column reports the estimated standard deviation of the corresponding random parameter and captures unobserved preference heterogeneity in WTP. Large and statistically significant standard deviations indicate that WTP varies considerably across individuals.

The **cost parameter** is specified as log-normally distributed in preference space; the table reports the mean and standard deviation of the underlying normal distribution. This coefficient is always highly significant, confirming that respondents are sensitive to changes in the yearly payment. Because the models are expressed in WTP-space, however, the cost coefficient itself and its interaction terms do not have a straightforward economic interpretation and are not discussed in detail. Differences in sensitivity to cost are instead reflected in the WTP parameters for the non-monetary attributes, which directly express trade-offs between attribute levels and money.

Model fit statistics indicate a good performance of the preferred specifications. The McFadden pseudo-R² values above 0.37 and the Ben-Akiva–Lerman pseudo-R² values above 0.54 suggest that the MXL models explain a substantial share of the observed variation in choices, with slightly better fit for the model estimated on the full sample.

Table A2.1. Mixed logit (MXL) model results in WTP-space, weighted – full sample (panel A, N = 1,000) and protest responses excluded (panel B, N = 765).

Variables	A		B	
	Mean (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Mean (st.er.)	St.dev. (st.er.)
SQ (ASC)	-4.44*** (1.35)	96.64*** (6.84)	-26.23*** (2.56)	103.51*** (7.09)
Share = 10% (vs. 5%)	-0.64 (0.75)	1.26 (1.21)	-1.41 (1.11)	0.08 (1.35)
Share = 25% (vs. 5%)	3.70*** (0.72)	0.94 (1.18)	5.00*** (1.03)	0.21 (2.15)
Share = 50% (vs. 5%)	3.70*** (0.85)	7.02*** (1.32)	7.00*** (1.34)	14.63*** (1.70)
Share = 75% (vs. 5%)	4.96*** (0.95)	7.37*** (1.19)	8.13*** (1.30)	13.19*** (1.57)
Share = 100% (vs. 5%)	2.60** (1.02)	11.99*** (1.66)	6.91*** (1.75)	22.55*** (2.32)
Fish = 50-60% (vs. <50%)	0.58 (0.89)	5.46*** (0.95)	0.07 (1.13)	7.96*** (1.40)
Fish = 60-80% (vs. <50%)	4.47*** (0.85)	0.30 (1.08)	5.00*** (1.08)	2.92** (1.33)
Fish = 80-100% (vs. <50%)	4.23*** (0.95)	3.72*** (1.38)	2.51* (1.46)	16.76*** (1.66)
Species = 50-60% (vs. <50%)	0.99 (0.72)	0.22 (1.28)	2.98*** (1.08)	3.76*** (1.26)
Species = 60-80% (vs. <50%)	2.72*** (0.79)	4.00*** (1.18)	3.11*** (1.10)	9.91*** (1.40)
Species = 80-100% (vs. <50%)	3.23*** (0.81)	0.01 (1.51)	5.74*** (1.09)	3.33* (1.79)
-Cost (EUR/month)	-2.31*** (0.08)	1.28*** (0.09)	-2.28*** (0.09)	0.99*** (0.10)
Model diagnostics				

LL at convergence	-5330.75	-4157.06
LL at constant(s) only	-8500.62	-6657.51
McFadden's pseudo-R ²	0.3729	0.3756
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5626	0.5462
AIC/ <i>n</i>	1.3392	1.3670
BIC/ <i>n</i>	1.3619	1.3956
<i>n</i> (observations)	8000	6120
<i>r</i> (respondents)	1000	765
<i>k</i> (parameters)	26	26

Notes: All models are estimated in WTP-space using weighted simulated maximum likelihood. Means for non-monetary attributes can be interpreted as average WTP in EUR per person per year for a change from the reference category indicated in brackets. "St. dev." reports the standard deviation of the corresponding random parameter and captures unobserved preference heterogeneity. All non-monetary parameters are assumed normally distributed; the cost parameter is assumed log-normally distributed and the table reports the parameters of the underlying normal distribution. ***, **, * denote statistical significance at the 1%, 5% and 10% levels, respectively.

Key patterns in the baseline model (Panel A) can be summarised as follows:

- Program implementation (ASC): SQ (ASC) is -4.44 ($p < 0.001$), implying an average WTP of about $+4.44$ EUR/year for implementing the minimum program (relative to SQ).
- Share of obstacles with additional measures implemented: incremental WTP generally increases up to 75% and then declines at 100%. Relative to 5%, 25% adds $+3.70$ EUR/year, 50% adds $+3.70$ EUR/year, 75% adds $+4.96$ EUR/year (the highest), and 100% adds $+2.60$ EUR/year. The WTP for increase to 10% is not statistically different from 5%. The non-monotonicity suggests a saturation point: respondents value expanding the program but appear more reluctant to address all obstacles, potentially reflecting concerns about uses of obstacles (e.g. recreation at impoundments above dams, preservation of dams as part of cultural heritage buildings) or other concerns about implementation of such a large scale program.
- Fish populations: relative to $<50\%$, WTP increases strongly at 60-80% ($+4.47$ EUR/year) and remains similar at 80-100% ($+4.23$ EUR/year). The WTP for increase to 50-60% level is small and not statistically significant.
- Rare and protected plant and benthic animal species: WTP increases with higher levels ($+2.72$ EUR/year at 60-80% and $+3.23$ EUR/year at 80-100% relative to $<50\%$); the WTP for increase to 50-60% is positive but not statistically significant.

Estimated standard deviations are large relative to the corresponding means, indicating substantial preference heterogeneity. This is particularly pronounced for the ASC and the share attribute at higher levels (e.g., $SD \approx 11.99$ for 100% share), suggesting that while many respondents value larger-scale program, a non-trivial share of the population has low or negative WTP – especially for very large share.

Panel B of Table A2.1 reports the same specification estimated on the sample excluding protest responses ($N=765$). When protest respondents are excluded, the ASC becomes substantially more negative (around -26.2 EUR/month), reflecting much stronger support for the river improvement programs among non-protest respondents and illustrating how protest behaviour is concentrated among those who systematically chose the status quo option. As expected, estimated WTP levels increase markedly when protesters are removed, however, qualitative patterns remain broadly similar.

For the policy valuation we use the full-sample weighted estimates as the preferred policy baseline, and therefore the results can be interpreted as **conservative** estimates of welfare gains.

Overall, the baseline MXL results show (i) strong support for additional measures' program in general, (ii) a preference for programs that target larger obstacles' shares and ecological improvement levels, and (iii) increasing WTP for larger changes, but dropping down WTP for the maximum share's level (100%), with substantial heterogeneity across individuals for ASC and cost parameters, as well as specific attribute levels.

Table A2.2 summarises result from the baseline model with a linear coding of the environmental attributes (share, fish and species). In this **baseline linear model**, the mean coefficients can be interpreted as marginal WTP per one percentage-point increase in each outcome. The estimated mean marginal WTP is approximately 0.057 EUR/person/year per additional 1pp in the share of obstacles addressed; about 0.066 EUR/person/year per 1pp increase in fish abundance and species diversity; and about 0.068 EUR/person/year per 1pp increase in protected aquatic plant and benthic animal species diversity. Because this specification provides a smooth functional form, it is useful for interpolation/extrapolation to shares not explicitly included in the experimental design (e.g., 1–25%), while recognising that it may not capture non-linearities at higher shares observed in the dummy-coded estimates.

Table A2.2. Baseline linear MXL model (in WTP space, full sample N = 1,000, weighted): marginal WTP per percentage-point increase (EUR/person/year).

Attribute / Level	Mean (s.e.)	St.dev. (s.e.)
SQ (ASC)	-7.91*** (1.84)	82.35*** (4.84)
Share of obstacles (%)	0.06*** (0.02)	0.28*** (0.02)
Fish abundance and species diversity (%)	0.07*** (0.02)	0.26*** (0.03)
State of river water plant and benthic animal species diversity (%)	0.07*** (0.02)	0.25*** (0.03)
Model diagnostics		
LL at convergence	-5,248.29	
LL at constant(s) only	-8,500.62	
McFadden's pseudo-R ²	0.3826	
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5654	
AIC/n	1.3146	
BIC/n	1.3233	
n (observations)	8,000	
r (respondents)	1,000	
k (parameters)	10	

Notes: Mixed logit (MXL) model in WTP space, estimated on the full sample with population weights; uncorrelated random coefficients normally distributed. Share, Fish and Species are coded linearly in percentage points. Mean coefficients are marginal WTP in EUR per person per year per 1pp increase. ASC for SQ is not associated with any levels (the baseline is 0%). Standard deviations (St.dev.) capture unobserved preference heterogeneity. Significance: * p<0.10, ** p<0.05, *** p<0.01.

2.3.2. Socio-demographic interactions – WTP differences by respondents' socio-demographic characteristics

To explore whether preferences differ systematically across socio-demographic groups, we estimated an interaction version of the mixed logit model in WTP-space. The interaction model uses the parsimonious linear specification for the environmental attributes (share of obstacles addressed, migratory fish population, and other aquatic species), which yields more stable estimates and a more interpretable structure than interacting each dummy-coded level separately. The corresponding baseline interaction model based on the dummy-coded specification is provided in Annex A for completeness.

Table A2.3 summarises the estimated mean WTP parameters for the reference group and the associated interaction effects for key socio-demographic covariates. The base column should be interpreted as the estimated parameter for the reference respondent group (male; not primary education; outside Riga region; age and income at their sample means). Each interaction column reports the difference relative to that reference group (for continuous covariates, the marginal effect is per one standard deviation increase, as the variables are standardised).

Overall, the results suggest that socio-demographic factors primarily influence respondents' general propensity to support programme implementation (captured by the SQ constant), while differences in marginal WTP for incremental improvements in programme coverage or ecological outcomes are weaker and less systematic.

The **SQ constant** is negative and highly statistically significant for the reference group, indicating that—conditional on the attribute levels—respondents generally prefer an alternative programme over the SQ. Several socio-demographic interactions are statistically significant and indicate lower overall support for alternative programs among particular groups. Specifically, the interaction effects suggest that women and older respondents are less negative about the SQ and less likely to support moving away from the status quo (i.e., the SQ constant becomes less negative), and respondents with only primary education have positive preferences for the SQ (the large size of positive SQ constant comparing to the reference group). In contrast, higher-income respondents tend to exhibit stronger overall support for alternative programs, consistent with a higher willingness to contribute financially.

The marginal WTP for **increasing the share of obstacles** addressed is small for the reference group and not statistically significant. However, the interaction estimates indicate heterogeneity: older respondents show a significantly lower marginal WTP for increased shares, whereas higher-income respondents show a significantly higher marginal WTP per percentage point increase.

For the reference group, marginal WTP for **increases in fish populations and other aquatic species** is modest and not statistically significant. Nevertheless, the interaction effects point to meaningful differences: higher-income respondents tend to value improvements in fish populations higher, while older respondents tend to value improvements in other aquatic species less. The Riga and Pieriga region interaction is not statistically significant at conventional significance levels, although estimates suggest slightly higher marginal values for ecological improvements among Riga and Pieriga respondents (borderline significance).

Table A2.3. Socio-demographic interaction model (linear specification): differences in mean WTP parameters by respondent socio-demographic characteristics (MXL in WTP-space, full sample N = 1,000, weighted).

Parameter / attribute	Reference group (baseline)		Interactions (Δ marginal WTP)				
	Mean (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Female – male (Δ)	Age (Δ per +1 SD)	Primary education (Δ vs others)	Income (Δ per +1 SD)	Riga region (Δ vs others)
SQ (ASC)	-12.84*** (2.80)	84.34*** (5.02)	6.82** (3.33)	4.93*** (1.46)	27.39*** (5.08)	-5.06*** (1.49)	-2.15 (3.38)
Share of obstacles (%)	0.03 (0.02)	0.29*** (0.02)	0.05 (0.03)	-0.04*** (0.01)	-0.07 (0.04)	0.04** (0.02)	-0.01 (0.03)
Fish abundance and species diversity (%)	0.02 (0.04)	0.26*** (0.03)	0.01 (0.04)	-0.02 (0.02)	0.00 (0.07)	0.05** (0.02)	0.07* (0.04)
State of river water plant and benthic animal species diversity (%)	0.04 (0.03)	0.26*** (0.03)	-0.02 (0.04)	-0.04** (0.02)	-0.09 (0.06)	0.02 (0.02)	0.07* (0.04)
Model diagnostics							
LL at convergence	-5209.72						
LL at constant(s) only	-8500.62						
McFadden's pseudo-R ²	0.3871						
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5687						
AIC/n	1.3112						
BIC/n	1.3417						
n (observations)	8000						
r (respondents)	1000						
k (parameters)	35						

Notes: Base values are for the reference group (male; not primary education; outside Riga; age and income at sample means). Interaction columns report differences relative to the reference group. Age and income are standardised (mean 0, SD 1), so the interaction effects reflect a one-SD increase. Coefficients for Share/Fish/Species represent marginal WTP per 1 percentage point increase (EUR per person per year). Standard errors in parentheses. Significance: * $p < 0.10$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$. The SQ constant is defined on the status quo alternative; a more negative coefficient indicates a stronger preference for programme alternatives over the status quo.

We additionally tested whether WTP differs in two areas' sub-samples (respondents residing in Dobeles and Limbažu counties; $n=100$ each). The results are presented in Table A2.4. The results do not indicate systematic differences in marginal WTP for the environmental attributes between these counties and the rest of the sample. The main difference appears in the SQ constant: respondents residing in Dobeles county show a significantly weaker tendency to support implementation of alternative programs (relative to the rest of the sample) and even preference to the SQ (the size of the positive SQ constant), while respondents in Limbažu county do not differ significantly from the rest of the sample.

Table A2.4. Selected counties' interaction model (linear specification): differences in mean WTP parameters by respondents' residence county (MXL in WTP-space, full sample $N = 1,000$, weighted).

Variables	Reference group (baseline)		Interactions (Δ marginal WTP)	
	Mean (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Dobeles	Limbažu
SQ (ASC)	-10.50*** (2.64)	82.65*** (4.74)	24.26*** (4.75)	-0.92 (4.62)
Share of obstacles (%)	0.06*** (0.02)	0.28*** (0.02)	-0.02 (0.05)	-0.01 (0.05)
Fish abundance and species diversity (%)	0.08*** (0.02)	0.26*** (0.03)	-0.04 (0.07)	-0.09 (0.07)
State of river water plant and benthic animal species diversity (%)	0.07*** (0.02)	0.26*** (0.02)	0.02 (0.08)	-0.03 (0.06)
Model diagnostics				
LL at convergence	-5,242.99			
LL at constant(s) only	-8,500.62			
McFadden's pseudo-R ²	0.3832			
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5657			
AIC/ n	1.3157			
BIC/ n	1.3332			
n (observations)	8,000			
r (respondents)	1,000			
k (parameters)	20			

2.3.3. Experience and attitudinal interactions – WTP differences by respondents' experience and attitude characteristics

To explore whether preferences vary systematically with respondents' experience and attitudes, we estimated an interaction model that conditions marginal WTP on a set of binary indicators capturing (i) personal experience of negative impacts of river obstacles and (ii) attitudes to river restoration and policy processes. As in Section 2.3.2, we use a parsimonious linear specification of the environmental attributes (share of obstacles addressed, migratory fish, and other aquatic species) in WTP space, which yields interaction effects that are straightforward to interpret as shifts in marginal WTP per percentage point.

The interaction indicators are defined as: (a) personally (“very”) experienced negative impacts from the operation of small hydropower plants (HPPs); (b) personally (“very”) experienced negative impacts through reduced migratory fish populations in affected rivers; (c) rating the good state of rivers as “very important”; (d) rating the improvement of migratory fish populations in affected rivers as “very important”; (e) believing that restoring rare and protected aquatic plant and animal species by

implementing additional measures is “very” or “quite” likely; and (f) trusting that respondents’ choices will impact actual policy decisions. Each indicator is coded as 1 for the specified category and 0 otherwise.

Table A2.5 reports the estimated model parameters. The first two columns present the mean and the standard deviation for each random parameter for the reference respondent (i.e., with all listed indicators equal to 0). The subsequent columns present interaction terms (additive deviations) for each indicator; for any given attribute, the marginal WTP for a respondent meeting a criterion is obtained by adding the main effect and the corresponding interaction coefficient.

Table A2.5. Mixed logit (MXL) model in WTP space with experience and attitudinal interactions (linear specification, full sample N = 1,000, weighted).

Variables	Main effects		Interactions (Δ marginal WTP)					
	Mean (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Exp. small HPP impacts	Exp. migratory fish reduction	Good state of rivers very important	Improving migratory fish very important	Restoring species is likely	Trust policy process
SQ (ASC)	23.31*** (4.14)	74.97*** (5.01)	-9.72** (4.22)	1.75 (3.79)	-10.52*** (3.66)	-0.26 (2.96)	-27.09*** (3.67)	-41.88*** (4.81)
Share of obstacles (%)	0.00 (0.03)	0.27*** (0.02)	0.11** (0.05)	-0.01 (0.04)	0.01 (0.04)	0.03 (0.04)	0.05 (0.03)	0.04 (0.03)
Fish abundance and species diversity (%)	0.00 (0.04)	0.26*** (0.03)	0.00 (0.07)	0.09 (0.06)	-0.06 (0.05)	0.10** (0.05)	0.02 (0.04)	0.07 (0.05)
State of river water plant and benthic animal species diversity (%)	0.02 (0.03)	0.25*** (0.03)	-0.07 (0.06)	0.03 (0.05)	0.00 (0.04)	0.01 (0.04)	0.10** (0.04)	-0.03 (0.04)
Model diagnostics								
LL at convergence	-5159.89							
LL at constant(s) only	-8500.62							
McFadden's pseudo-R ²	0.3930							
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5724							
AIC/n	1.3000							
BIC/n	1.3349							
n (observations)	8000							
r (respondents)	1000							
k (parameters)	40							

Notes: Reported coefficients are in EUR per person per year. For Share of obstacles (%), Fish (%), and Species (%) (entered linearly), the mean coefficients represent marginal WTP per 1 percentage point increase for the reference respondent; interaction terms are additive changes in marginal WTP for respondents meeting the criterion shown in the column header. Standard deviations (SD) capture unobserved preference heterogeneity. Robust standard errors are in parentheses. *, **, *** denote statistical significance at the 10%, 5% and 1% levels, respectively. Attitudinal indicators are coded as: (i) “Exp. small HPP impacts” = personally (“very”) experienced negative impacts from small HPPs; (ii) “Exp. migratory fish reduction” = personally (“very”) experienced negative impacts through reduced migratory fish populations; (iii) “Good state of rivers very important” = rating the good state of rivers as “very important”; (iv) “Improving migratory fish very important” = rating the improvement of migratory fish populations in affected rivers as “very important”; (v) “Restoring species is likely” = believing that restoring rare and protected aquatic plant and animal species by implementing additional measures is “very” or “quite” likely; (vi) “Trust policy process” = trusts that choices will affect actual policy decisions.

The SQ (ASC) parameter captures the average preference for selecting the SQ program, evaluated at the reference levels of the linear attributes (0% in the linear models). In this specification, SQ is estimated to be preferred for the reference group (positive coefficient), implying positive WTP for the SQ or that this subgroup would require compensation to accept the alternative program. SQ becomes significantly less preferred by respondents who report very negative personal experience from small HPPs and to whom good state of rivers is important (the negative and statistically significant SQ interaction terms), and there is negative preference for the SQ by respondents who believe species restoration is likely and who trust

the policy processes (the size of the negative SQ constant), indicating that these respondents support implementing additional measures unlike the reference group.

For the **environmental attributes**, the main effects for the reference group are small and statistically imprecise for all the attributes. Several interaction terms indicate higher marginal WTP among respondents with pro-restoration attitudes. In particular, respondents who report very negative personal experience from small HPPs display a higher marginal WTP for increasing programme coverage (share of obstacles with implemented additional measures). Respondents who consider the improving migratory fish populations in affected rivers “very important” exhibit a higher marginal WTP for improvements in fish populations. Respondents who believe that restoring rare and protected aquatic plant and animal species by implementing additional measures is feasible exhibit a higher marginal WTP for improving state of these species. Other interaction estimates are not statistically distinguishable from zero at conventional significance levels.

Finally, the estimated **standard deviations** remain large and statistically significant, indicating substantial residual preference heterogeneity even after conditioning on observed experiences and attitudes. These interaction estimates should therefore be interpreted as broad shifts in marginal WTP for the defined subgroups rather than as precise predictors for any specific obstacle. For policy appraisal, the baseline model remains the primary specification for scenario values; the interaction models are intended to support sensitivity analysis and distributional interpretation.

Because the attitudinal indicators may be correlated, interaction coefficients should be interpreted as partial associations (conditional on the other included indicators), rather than as causal effects of attitudes on WTP.

2.3.4. Obstacles’ use interactions

This interaction model explores whether marginal willingness to pay (WTP) for the programs differs systematically across respondents with different river-related use priorities (e.g. water-related recreation, angling, boating, and cultural heritage considerations). The purpose is to support distributional interpretation (which groups gain/lose most) rather than to generate separate policy values for individual obstacles.

Table A2.6 reports the results of the linear interaction model with use-related indicators. The interactions capture how respondents’ preferences for the restoration programme vary with the perceived importance of different obstacle-related uses (e.g., recreation and angling in impoundments above obstacles, river boating, preserving dams as part of cultural heritage, and obstacles’ ownership). The interaction coefficient captures the deviation in marginal WTP associated with binary indicators for how respondents rated the corresponding use aspect comparing to the reference group (the indicators are explained in Table A2.6 notes). However, the interaction coefficients of individual indicators should be interpreted as partial associations (conditional on the other included indicators), rather than as causal effects of attitudes on WTP.

As shown in Table A2.6 the positive SQ (ASC) for the reference group (i.e., respondents who did not rate any of the listed use aspects as highly important) implies that the SQ option could be preferred to the alternative program (the SQ constant is positive); equivalently, the implied WTP to move from the SQ to the alternative programme is negative and equals the negative of the SQ coefficient. However, the coefficient is not statistically significant, suggesting no clear average preference in the reference group between the SQ and alternative program.

Use interactions on **the SQ (ASC)** show how this general preference shifts for respondents who rated a given use aspect as highly important. For any subgroup, the implied WTP to move from the SQ to the alternative programme is $-(SQ\ constant + SQ\ interaction)$. Several interactions are statistically significant, indicating heterogeneity in general program support. For example, respondents who consider removing obstacles for river boating highly important have a substantially higher SQ (ASC) (+12.61, $p < 0.01$), which indicates a stronger preference for the SQ (lower WTP for implementing alternative program), all else equal. By contrast, the cultural heritage and privately-owned dams’ indicators are associated with

markedly lower SQ (ASC) (-13.73 and -17.32, both $p < 0.01$), implying stronger support for implementing the alternative program among these respondents.

Results on the marginal WTP for the **environmental attributes** show that respondents who regard improving migratory fish populations for angling as very important show higher marginal WTP for improving fish populations (Fish +0.14, $p < 0.05$), while respondents who see maintenance of angling opportunities in impoundments above dams as very important display lower marginal WTP for expanding the program's scale (Share -0.08, $p < 0.1$) and for larger species improvements (Species -0.12, $p < 0.1$) although the coefficients are weakly significant. Respondents who consider removing obstacles for river boating highly important show higher marginal WTP for expanding the program's scale (Share +0.15, $p < 0.01$), but lower for improving fish populations (Fish -0.15, $P < 0.05$). Other use-related interaction estimates are imprecise and should be treated as indicative rather than conclusive.

Important to note that even after conditioning on use-related indicators, there remains substantial unobserved heterogeneity in WTP, reflected in the large estimated **standard deviations** for all parameters. This suggests that preferences remain diverse even within use-defined sub-groups, and interaction results should therefore be interpreted as systematic average differences rather than as deterministic segmentation rules.

For completeness, the corresponding interaction models based on the dummy-coded baseline specification are reported in Annex A (Baseline MXL interaction models). However, the linear specification is used as the preferred baseline for interpreting systematic subgroup differences due to its parsimony and more stable estimation.

Table A2.6. Mixed logit (MXL) model in WTP space with use-related interactions (linear specification, full sample N = 1,000, weighted).

Variables	Main effects		Interactions (Δ marginal WTP)						
	Mean (st.er.)	St.dev. (st.er.)	Maintain impoundment for recreation	Maintain impoundment for angling	Improve migratory fish for angling	Eliminate obstacles for boating	Not change heritage dams	Add. measures for small HPPs	Add. measures for private dams
SQ (ASC)	3.36 (3.47)	81.95*** (5.46)	4.80 (3.20)	6.01 (6.53)	-5.07 (4.57)	12.61*** (3.75)	-13.73*** (3.60)	-2.84 (4.66)	-17.32*** (5.27)
Share of obstacles (%)	0.02 (0.02)	0.28*** (0.02)	-0.04 (0.04)	-0.08* (0.05)	0.00 (0.04)	0.15*** (0.04)	0.03 (0.03)	0.03 (0.03)	0.03 (0.03)
Fish abundance and species diversity (%)	0.07** (0.03)	0.24*** (0.03)	0.02 (0.06)	-0.09 (0.07)	0.14** (0.06)	-0.15** (0.06)	-0.06 (0.04)	0.05 (0.05)	0.03 (0.05)
State of river water plant and benthic animal species diversity (%)	0.05 (0.03)	0.22*** (0.03)	0.01 (0.05)	-0.12* (0.07)	-0.01 (0.05)	0.00 (0.05)	0.01 (0.04)	0.07 (0.05)	0.04 (0.05)
Model diagnostics									
LL at convergence	-5210.87								
LL at constant(s) only	-8500.62								
McFadden's pseudo-R ²	0.3870								
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²	0.5682								
AIC/n	1.3140								
BIC/n	1.3533								
n (observations)	8000								
r (respondents)	1000								
k (parameters)	45								

Notes: Coefficients in the “Mean” column are mean WTP in EUR per person per year relative to the status quo; standard deviations (“SD”) refer to dispersion of random WTP across respondents. Share, Fish and Species are entered linearly in percentage points; coefficients therefore represent marginal WTP per 1 percentage-point increase. Interaction terms show deviations in marginal WTP for respondents who rated the corresponding use aspect as highly important: maintaining recreational opportunities in impoundments above dams (very important), maintaining angling in impoundments above dams (very important), increasing migratory fish for angling (very important), removing obstacles for river boating (very important), not changing the cultural heritage dams (rather and very important), implementing additional measures by small HPPs (very important), and implementing additional measures by privately owned dams (very important). Standard errors in parentheses. All non-monetary parameters are assumed normally distributed; the cost parameter is assumed log-normally distributed and the table reports the parameters of the underlying normal distribution. ***, **, * denote statistical significance at the 1%, 5% and 10% levels, respectively.

2.4. Willingness-To-Pay (WTP) for policy scenarios

This section translates the marginal WTP estimates from the baseline MXL models into values for concrete policy scenarios. Each scenario combines a specific set of model attributes – the share of obstacles with additional measures, the fish abundance and species diversity, and the state of river water plant and animal species diversity – into a coherent program.

The used input estimates from the **baseline model with dummy-coded attribute levels** are provided in Table A2.7; only the attribute levels with statistically significant WTP values are included. With this model the estimated SQ (ASC) captures the average WTP for moving from the SQ (no program) to a ‘minimum’ program at the reference attribute levels – i.e., a program addressing 5% of obstacles, with fish and other species at their baseline levels (below 50%). Consequently, the value of 5% share is embedded in the ASC and is automatically included whenever scenario WTP is computed as ASC plus the relevant attribute-level increments.

For the **baseline linear model** with linear coding of the environmental attributes (share, fish and species) the estimates from Table A2.2 (chapter 2.3.1) are used. In this model, the mean coefficients can be interpreted as marginal WTP per one percentage-point increase in each outcome. Because this specification provides a smooth functional form, it is useful for interpolation/extrapolation to shares not explicitly included in the experimental design (e.g., 1–25%), while recognising that it may not capture non-linearities at higher shares observed in the dummy-coded estimates.

All WTP figures further in this section are expressed in **EUR per person per year**. Scenario values are based on the **weighted baseline MXL models in WTP space, estimated on the full sample** (N = 1,000; 8,000 choice observations), including protest respondents, and therefore can be interpreted as conservative estimates of welfare gains.

Table A2.7. WTP estimates for individual attribute levels – means and their confidence intervals, EUR/person/year (the baseline dummy-coded MXL model in WTP-space, full sample, weighted).

Attribute / Level	Mean WTP	SE	95% CI
SQ (ASC)	-4.44	1.35	-7.09--1.79
Share of obstacles = 25% (vs. 5%)	3.70	0.72	2.29-5.11
Share of obstacles = 50% (vs. 5%)	3.70	0.85	2.03-5.37
Share of obstacles = 75% (vs. 5%)	4.96	0.95	3.10-6.82
Share of obstacles = 100% (vs. 5%)	2.60	1.02	0.60-4.60
Fish abundance and species diversity = 60-80% (vs. <50%)	4.47	0.85	2.80-6.14
Fish abundance and species diversity = 80-100% (vs. <50%)	4.23	0.95	2.37-6.09
State of river water plant and animal species diversity = 60-80% (vs. <50%)	2.72	0.79	1.17-4.27
State of river water plant and animal species diversity = 80-100% (vs. <50%)	3.23	0.81	1.64-4.82

Notes: Only the attributes/levels are included with statistically significant WTP values (at ** p<0.05 and *** p<0.01 level).

2.4.1. Construction of scenario-specific WTP measures

This chapter explains how we translate the estimated DCE parameters into total willingness to pay (WTP) for concrete policy scenarios, expressed as EUR per person per year.

Because the models are estimated in WTP space, the reported coefficients can be interpreted directly as marginal WTP components. Scenario-level WTP is therefore obtained as a linear combination of the relevant estimated WTP parameters.

All scenario values are computed relative to the status quo (SQ). A scenario is defined by a combination of:

- the share of obstacles addressed by the program, and
- the resulting levels of state of fish populations and other aquatic species (in %).

In the dummy-coded baseline model (the main model used for policy scenarios), the environmental attributes are coded relative to their reference levels in the experimental design:

- Share levels are coded relative to 5% (5% is the reference level), and
- Fish and Species are coded relative to 50% (<50% is the reference level).

As discussed earlier, this implies that the SQ alternative-specific constant (ASC) represents the (average) WTP for moving away from SQ to the minimum program at the reference attribute levels (5% share, <50% fish, <50% species). Consequently, a program scenario with 5% share and baseline environmental outcomes is valued as the negative of the SQ ASC.

For a given scenario s , the total WTP is computed as:

$$WTP_s = -\beta_{SQ} + \sum_{k \in S} \beta_k$$

where:

- β_{SQ} is the estimated coefficient on the SQ (ASC) (captures the SQ value),
- β_k are the estimated WTP coefficients for the attribute levels included in the scenario (e.g., Share=25% vs 5%, Fish=60-80% vs 50%, Species=60-80% vs 50%).

Examples of scenario WTP estimates with the dummy-coded baseline model:

- 5% share of obstacles, ensuring baseline state for fish and species (<50% and <50% respectively):

$$WTP = -\beta_{SQ}$$

- 25% share, ensuring “moderate” state for fish and species (50-60 % and 50-60% respectively)⁶³:

$$WTP = -\beta_{SQ} + \beta_{Share25}$$

- 5% share of obstacles, ensuring GES for fish and species (60-80% and 60-80% respectively):

$$WTP = -\beta_{SQ} + \beta_{Fish80} + \beta_{Species80}$$

In addition to the dummy-coded baseline model, we compute scenario values using a linear specification of the environmental attributes (Share, Fish, Species) in WTP space. This specification is not used to replace the baseline results, but to provide a parsimonious extrapolation tool for intermediate share values (e.g., 1–25%) that are not directly identified as discrete levels in the dummy-coded model.

For the linear model, scenario WTP is computed as:

$$WTP_s = -\beta_{SQ} + \beta_{Share} \cdot Share_s + \beta_{Fish} \cdot Fish_s + \beta_{Species} \cdot Species_s$$

where $Share_s$, $Fish_s$, and $Species_s$ are expressed in the same units as used in estimation (percentage points, as labelled in the results table).

For each scenario, WTP is a linear combination of estimated coefficients. Using the delta method, the variance of a scenario value is:

$$Var(WTP_s) = g'Vg$$

where g is the vector of partial derivatives (weights of each coefficient in the scenario formula) and V is the variance–covariance matrix of the estimated parameters.

In practice, because the available output tables provide means and standard errors but not the full covariance matrix, we implement the delta method using a diagonal approximation (i.e., assuming zero covariance between reported mean parameters). Under this approximation:

⁶³ Since the coefficients of these attribute levels are not statistically significant in the model, no value can be assumed, hence the scenario value only consists from the ASC and Share values.

$$SE(WTP_s) = \sqrt{\sum_j g_j^2 \cdot SE(\beta_j)^2}$$

The 95% confidence interval is then computed as:

$$CI_{95\%}: WTP_s \pm 1.96 \cdot SE(WTP_s)$$

This yields transparent and reproducible uncertainty bounds for the scenario tables used in the policy analysis.

2.4.2. WTP estimates for policy scenarios

This chapter reports aggregate (scenario-level) willingness-to-pay (WTP) measures constructed from the estimated models according to the approach described in chapter 2.4.1. In all cases, WTP is expressed in EUR per person per year, as WTP for moving from the status quo (SQ) to a given program scenario.

The scenarios are constructed assuming various packages (programs) of additional measures for reducing pressures from obstacles and improving state of their affected rivers. The scenarios (various programs of measures) can address various shares of obstacles and can provide various fish, water plant and benthic animal species diversity state levels in their affected rivers. Such estimates can be linked to policy relevant scenarios of additional measures (taking into account their assessed effectiveness) to provide estimates on the welfare benefits of implementing various (sets of) measures for improving state of rivers affected by the obstacles. The provided scenario estimates are examples to illustrate the use of obtained welfare estimates for policy evaluation.

Baseline (dummy-coded) model: WTP values of policy scenarios at the discrete levels of share of obstacles

Table A2.8 presents WTP estimates for a set of discrete scenarios based on the baseline MXL model in WTP space (full sample, weighted). Scenarios combine: (i) a program coverage level (share of obstacles with implemented additional measures), and (ii) ecological outcomes for fish populations and other aquatic species. For the ecological outcomes the estimates assume “moderate” status, GES or “High” status for both ecological attributes according to the ecological indexes used for the valuation. It needs to be noted that the WTP values can be calculated also for other combinations of the two ecological attribute levels (e.g. GES for fish and “moderate” status for protected species for a given share of obstacles).

An important point for interpretation is how the “5% share” of obstacles is treated in the baseline specification. Because the SQ alternative is captured by an alternative-specific constant (ASC) and the “0% share” is collinear with SQ, 5% share is used as the reference level for the ‘share’ attribute. As a result:

- The SQ ASC captures the average WTP to move away from SQ to a “minimum” program, i.e., a program implemented at 5% share and at the reference ecological levels (baseline fish and species levels).
- For higher shares (25%, 50%, 75%, 100%), scenario WTP is obtained by adding the relevant incremental share coefficients (each defined relative to 5% share) and – where applicable – adding the fish/species improvement coefficients.

Following the conservative convention for policy estimates, scenario construction in Table A2.8 includes only statistically significant mean WTP components; any non-significant coefficient is treated as zero in scenario aggregation.

Table A2.8. Mean annual WTP per person per year (EUR) for selected policy scenarios (baseline dummy-coded model, MXL in WTP space; full sample, weighted).

Scenario	WTP	95% CI
Additional measures in 5% share of obstacles, ensuring “ Moderate ” state for Fish and Species	4.44	1.13-7.75
Additional measures in 25% share of obstacles, ensuring “ Moderate ” state for Fish and Species	8.14	5.29-10.99
Additional measures in 50% share of obstacles, ensuring “ Moderate ” state for Fish and Species	8.15	5.24-11.05
Additional measures in 75% share of obstacles, ensuring “ Moderate ” state for Fish and Species	9.41	6.43-12.39
Additional measures in 100% share of obstacles, ensuring “ Moderate ” state for Fish and Species	7.04	4.36-9.73
Additional measures in 5% share of obstacles, ensuring GES for Fish and Species	11.63	9.66-13.60
Additional measures in 25% share of obstacles, ensuring GES for Fish and Species	15.33	13.61-17.05
Additional measures in 50% share of obstacles, ensuring GES for Fish and Species	15.34	13.56-17.13
Additional measures in 75% share of obstacles, ensuring GES for Fish and Species	16.60	14.75-18.45
Additional measures in 100% share of obstacles, ensuring GES for Fish and Species	14.23	12.70-15.76
Additional measures in 5% share of obstacles, ensuring “ High ” state for Fish and Species	11.90	9.89-13.91
Additional measures in 25% share of obstacles, ensuring “ High ” state for Fish and Species	15.60	13.83-17.37
Additional measures in 50% share of obstacles, ensuring “ High ” state for Fish and Species	15.61	13.78-17.44
Additional measures in 75% share of obstacles, ensuring “ High ” state for Fish and Species	16.87	14.97-18.77
Additional measures in 100% share of obstacles, ensuring “ High ” state for Fish and Species	14.50	12.93-16.07

Notes: Monetary values in EUR/person/year. WTP is expressed relative to the status quo (SQ). In the baseline model, 5% share is the reference level; hence the SQ-ASC captures the WTP to move from SQ to a program at 5% share and baseline ecological levels. Scenario estimates are computed as the sum of the relevant WTP components (see chapter 2.4.1). Only statistically significant mean components are included in scenario aggregation (non-significant components set to zero), implying conservative scenario values. Standard errors and 95% confidence intervals (Cis) are computed using the Delta method based on the estimated variance-covariance matrix of the mean WTP parameters (chapter 2.4.1).

The provided estimates show, for example, that the aggregated WTP is 8.14 EUR on average per person per year (CI 95% 5.29-10.99) for the program that implements additional measures in 25% of obstacles, ensuring “moderate” status for fish and protected river plant and benthic animal species in their affected rivers, while the program for such share of obstacles, ensuring GES for both the fish and protected species, would yield the benefits 15.33 EUR on average per person per year (CI 95% 13.61-17.05).

The mean WTP estimate per person per year is multiplied by a total number of (adult) population in Latvia⁶⁴ to calculate the aggregated national benefits of each policy scenario. For example, such calculated benefits for the scenario with implementing measures in 25% of obstacles, ensuring “moderate” status of fish and protected species in their affected rivers, is equal to 12.33 milj EUR on average per year (CI 95% 8.01-16.65), while for the same share of obstacles, ensuring GES status, the benefits are 23.22 milj EUR per year (CI 95% 20.62-25.83).

Linear attribute level model: continuous approximation for programs addressing small-shares of obstacles and policy extrapolation

In addition to the discrete scenarios, Table A2.9 reports scenario WTP estimates derived from the parsimonious linear-attribute specification model (MXL in WTP space; full sample, weighted). This model is not used as the main source for headline (level-by-level) attribute effects; rather, it serves as an auxiliary

⁶⁴ In total 1.515 million inhabitants (on 01.2025) according to the Department of Citizenship and Migration Affairs.

tool for policy analysis where decision-makers require values for intermediate (or very small) coverage levels not directly represented by the dummy-coded share levels.

The linear model provides:

- A smooth approximation to how WTP changes with the share of obstacles targeted (in percentage points), and
- A practical way to extrapolate scenario values for small coverage programs (e.g., 1–25%), which are often central in early-stage policy implementation.

Because the linear model imposes structure, it can be more stable for extrapolation than relying on individual dummy-coded share coefficients that may be relatively noisy at specific levels (especially when preference heterogeneity is large). At the same time, it may not capture non-monotonicities/saturation effects visible in the dummy-coded baseline (e.g., potential levelling-off or decline at very large shares). Therefore, linear-model scenario values should be interpreted as a policy approximation rather than a substitute for the discrete baseline effects.

Table A2.9. Mean annual WTP per person per year (EUR) for programs with small-shares of obstacles (1–25%) using the linear-attribute model (MXL in WTP space, full sample, weighted).

Share of obstacles (%)	Moderate status of Fish and Species		GES of Fish and Species	
	WTP	95% CI	WTP	95% CI
1	14.50	10.13-18.87	17.16	12.77-21.55
2	14.56	10.16-18.96	17.22	12.79-21.65
3	14.62	10.19-19.05	17.28	12.82-21.74
4	14.67	10.21-19.14	17.33	12.85-21.82
5	14.73	10.23-19.23	17.39	12.87-21.90
6	14.79	10.25-19.32	17.45	12.90-21.99
7	14.85	10.28-19.42	17.51	12.93-22.08
8	14.90	10.30-19.51	17.56	12.90-22.16
9	14.96	10.32-19.60	17.62	12.98-22.25
10	15.02	10.34-19.69	17.68	13.01-22.34
11	15.08	10.36-19.80	17.74	13.04-22.43
12	15.13	10.38-19.89	17.79	13.07-22.51
13	15.19	10.40-19.98	17.85	13.09-22.60
14	15.25	10.42-20.08	17.91	13.12-22.70
15	15.31	10.44-20.18	17.97	13.15-22.79
16	15.36	10.46-20.27	18.02	13.18-22.87
17	15.42	10.48-20.36	18.08	13.20-22.96
18	15.48	10.50-20.46	18.14	13.23-23.05
19	15.54	10.51-20.56	18.20	13.26-23.14
20	15.59	10.53-20.65	18.25	13.29-23.22
21	15.65	10.55-20.75	18.31	13.31-23.31
22	15.71	10.56-20.85	18.37	13.34-23.40
23	15.77	10.58-20.96	18.43	13.37-23.49
24	15.82	10.60-21.05	18.48	13.40-23.57

Share of obstacles (%)	Moderate status of Fish and Species		GES of Fish and Species	
	WTP	95% CI	WTP	95% CI
25	15.88	10.61-21.15	18.54	13.42-23.66

Notes: Monetary values in EUR/person/year. WTP is expressed relative to SQ. Scenario estimates are computed as: $-ASC_{SQ} + \beta_{share} \cdot Share + \beta_{fish} \cdot Fish + \beta_{species} \cdot Species$, with attribute levels expressed in percentage terms as specified in the linear model (chapter 2.4.1). Estimates for various obstacles' shares, providing two ecological state outcomes are reported (as specified in the table headers): "Moderate" status (fish and species index values 40-60%, with the mid of this interval (50%) used in the estimation) and GES (good ecological status, fish and species index values 60-80%, with the mid of this interval (70%) used in the estimation). Standard errors and 95% confidence intervals are computed using the Delta method. This linear model is included primarily to support interpolation/extrapolation for small-share programs; it should be interpreted cautiously where the dummy-coded baseline indicates potential non-linearities at larger shares.

2.4.3. Main patterns in scenario-level WTP

In this chapter we summarise the main patterns emerging from the scenario-level estimates, including how WTP evolves with program scale and how ecological improvements contribute to total program value.

A first robust pattern is that respondents exhibit positive WTP for implementing a program even at the minimum share of obstacles, as reflected in the scenario value at 5% share with "Moderate" status of ecological outcomes (EUR 4.44 per person per year in Table A2.8). This value is driven by the program constant (the SQ ASC), which captures the average preference for moving away from the status quo towards a policy program at the reference attribute levels embedded in the model normalisation.

Second, WTP for expanding the share of obstacles addressed is non-linear as shown by the baseline model. Holding the ecological outcomes at "Moderate" status, the WTP per person of scenarios increases when moving from 5% to 25–75% share, peaking at 75% (EUR 9.40), and then declines at 100% share (EUR 7.04). This pattern indicates diminishing returns and/or concerns about full-scale program, consistent with the interpretation that some respondents value addressing part of obstacles, but become less supportive when the program is framed for all obstacles (e.g., due to perceived trade-offs, loss of other services provided by obstacles, or concerns about policy implementation).

Third, improvements in ecological outcomes generate substantial additional WTP on top of the program and obstacles share's components. Moving from "Moderate" status (50-60%) to GES (60-80%) increases scenario values by roughly 7.2 EUR per person per year across share levels (compare the "Moderate" status and GES blocks in Table A2.8), and moving further to "High" (80-100%) produces a smaller additional increase. The fish component is a major contributor to this uplift (notably the jump from 50% to 60-80%), while the species component is positive and increasing across levels, consistent with an intuitive "more biodiversity is better" ordering.

Fourth, the scenario-level confidence intervals are relatively wide, especially once multiple attribute components are combined. This reflects both estimation uncertainty and the broader finding from the mixed logit models that preference heterogeneity is substantial. In practical terms, the results support reporting scenario WTP as ranges (confidence intervals) rather than single-point values and caution against over-interpreting fine differences between neighbouring scenarios when intervals overlap.

Finally, Table A2.9 provides an auxiliary set of scenario values for small obstacle shares (1–25%) using the linear specification as an interpolation/extrapolation device. The linear model implies a smooth increase in scenario WTP as the obstacles' share expands within this low-share range (approximately from €14.5 to €15.9 for the "Moderate" state scenarios and from €17.2 to €18.5 for the "Good" state scenarios). These estimates are intended for policy applications requiring intermediate coverage values not explicitly included in the experimental design, and should be interpreted as approximations rather than replacements for the baseline dummy-coded scenario values at the discrete experimental levels.

References

- Czajkowski, M., & Budziński, W. (2019) Simulation error in maximum likelihood estimation of discrete choice models. *Journal of Choice Modelling*, 31, 73-85.
- Mariel, P., Hoyos, D., Meyerhoff, J., Czajkowski, M., Dekker, T., Glenk, K., Jacobsen, J. B., Liebe, U., Olsen, S. B., Sagebiel, J., & Thiene, M. (2020) *Environmental Valuation with Discrete Choice Experiments. Guidance on Design, Implementation and Data Analysis*. Springer.
- McFadden, D. (1974) Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behaviour. In P. Zarembka (Ed.), *Frontiers in Econometrics* (pp. 105-142). Academic Press.
- Meyerhoff J., Liebe U. (2006) Protest beliefs in contingent valuation: explaining their motivation. *Ecological Economics*, 57(4), 583-594.
- Revelt, D., & Train, K. (1998) Mixed Logit with Repeated Choices: Households' Choices of Appliance Efficiency Level. *Review of Economics and Statistics*, 80(4), 647-657.
- Scarpa, R., & Rose, J. M. (2008) Design Efficiency for Non-Market Valuation with Choice Modelling: How to Measure it, What to Report and Why. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52(3), 253-282.
- Scarpa, R., Thiene, M., & Train, K. (2008) Utility in WTP space: a tool to address confounding random scale effects in destination choice to the Alps. *American Journal of Agricultural Economics*, 90(4), 994-1010.
- Train, K. E., & Weeks, M. (2005) Discrete Choice Models in Preference Space and Willingness-to-pay Space. In R. Scarpa & A. Alberini (Eds.), *Applications of Simulation Methods in Environmental and Resource Economics* (pp. 1-16). Springer.

Annex A: Baseline MXL interaction models

Socio-demographic interaction model (MXL model in WTP-space, full sample (N=1,000), weighted):

MXL (no correlations)				in WTP-space																									
Baseline				Interactions of means																									
var.	dist.	Means				Standard Deviations				Female				Age (normalized)				Education = primary (vs. other)				Income (normalized)				Region = Riga (vs. other)			
		coef.	sign.	st.terr.	p-value	coef.	sign.	st.terr.	p-value	coef.	sign.	st.terr.	p-value	coef.	sign.	st.terr.	p-value	coef.	sign.	st.terr.	p-value	coef.	sign.	st.terr.	p-value	coef.	sign.	st.terr.	p-value
SQ (ASC)	n	-13.0260	**	5.1382	0.0112	94.8918	***	5.6703	0.0000	3.7581		5.6242	0.5040	2.4801		2.5647	0.3335	32.3947	***	7.9840	0.0000	-9.0923	***	2.6719	0.0007	2.6604		5.6323	0.6367
Share = 10% (vs. 5%)	n	-0.5564		1.6947	0.7427	0.3808		3.3569	0.9097	1.2541		1.8161	0.4898	-1.3145		0.9374	0.1608	3.8788		2.9317	0.1858	-0.4016		0.9887	0.6846	-2.0842		1.8723	0.2656
Share = 25% (vs. 5%)	n	2.7043		1.6646	0.1043	1.1627		3.3266	0.7267	0.5444		1.8536	0.7690	-1.1439		0.8928	0.2001	5.5839		3.5124	0.1119	-0.6559		0.9330	0.4821	0.2809		1.7425	0.8719
Share = 50% (vs. 5%)	n	2.3901		1.6415	0.1454	6.5019	***	1.8636	0.0005	0.5037		1.8735	0.7880	-1.8388	*	0.9488	0.0526	4.5879		3.2851	0.1625	-1.1740		0.9606	0.2217	1.1105		1.8590	0.5503
Share = 75% (vs. 5%)	n	3.1538		2.2825	0.1671	8.7292	***	1.9001	0.0000	1.2417		2.3666	0.5998	-3.3912	***	1.1172	0.0024	1.6857		4.0498	0.6772	-0.4090		1.1955	0.7323	-0.5316		2.3725	0.8227
Share = 100% (vs. 5%)	n	1.4797		2.4660	0.5485	10.1172	***	1.7566	0.0000	1.8139		2.6440	0.4927	-3.3743	**	1.3395	0.0118	-1.2171		5.6835	0.8304	2.0388		1.3740	0.1378	-0.5627		2.6120	0.8294
Fish = 60% (vs. 50%)	n	-2.2378		1.9085	0.2410	5.6168	***	1.1443	0.0000	1.2077		2.1175	0.5684	-1.4421		1.0210	0.1578	-0.1682		4.0465	0.9668	-0.7287		1.0498	0.4876	4.4141	**	2.0256	0.0293
Fish = 80% (vs. 50%)	n	0.9231		1.7783	0.6037	1.7365		2.3002	0.4503	1.4486		1.8860	0.4424	-1.3732		0.9750	0.1590	3.5679		3.2365	0.2703	0.9151		1.0002	0.3603	4.7336	**	2.0039	0.0182
Fish = 100% (vs. 50%)	n	1.0012		2.0354	0.6228	5.1847	***	1.5086	0.0006	1.7855		2.0807	0.3908	-0.9654		0.9986	0.3337	-1.4016		3.4155	0.6815	1.2807		1.1290	0.2567	4.9744	**	2.1118	0.0185
Species = 60% (vs. 50%)	n	0.4437		1.7244	0.7969	1.1329		2.6752	0.6719	1.3276		2.1026	0.5278	-0.4648		1.0745	0.6653	4.6754		3.0987	0.1313	0.1505		1.1434	0.8953	-0.6709		2.0138	0.7390
Species = 80% (vs. 50%)	n	1.9943		1.7392	0.2515	4.2797	***	1.2757	0.0008	-1.2140		1.8776	0.5179	-1.3095		1.0049	0.1926	-0.3589		3.6440	0.9215	-0.1938		1.0035	0.8468	2.4002		1.9525	0.2190
Species = 100% (vs. 50%)	n	1.0853		1.8695	0.5616	1.2268		3.3768	0.7164	0.8634		2.0731	0.6771	-2.0046	**	1.0111	0.0474	0.6780		3.7614	0.8570	0.4399		1.0974	0.6885	2.1408		2.0022	0.2850
-Cost (EUR/year)	l	-2.3471	***	0.1383	0.0000	1.3683	***	0.1150	0.0000	0.1365		0.1467	0.3522	-0.0031		0.0784	0.9687	-0.1226		0.1950	0.5294	-0.0318		0.0784	0.6850	0.1273		0.1465	0.3848
Model diagnostics																													
LL at convergence		-5272.63																											
LL at constant(s) only		-8500.62																											
McFadden's pseudo-R ²		0.3797																											
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²		0.5663																											
AIC/n		1.3409																											
BIC/n		1.4204																											
n (observations)		8000																											
r (respondents)		1000																											
k (parameters)		91																											
Estimation method																													
		weighted simulated maximum likelihood																											
Simulation with																													
		10000 Sobol draws with random linear scramble and random digital shift (skip = 1; leap = 0)																											
Optimization method																													
		trust-region																											
Gradient																													
		user-supplied, analytical																											
Hessian																													
		user-supplied, BHHH, retained from optimization																											

Experience and attitudinal interaction model (MXL model in WTP-space, full sample (N=1,000), weighted):

MXL (no correlations)		in WTP-space																															
Baseline		Means				Standard Deviations				Interactions of means				Importance of good state of rivers ("very important")				Importance of improving migratory fish populations in affected rivers ("very important")				Believing that restoring rare and protected aquatic plant and animal species is possible with implementing measures ("very and quite likely")				Trust to policy processes/institutions (those who trust that their choices will impact actual policy decisions)							
var.	dist.	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value
SQ (ASC)	n	14.7790	***	1.9139	0.0000	82.5714	***	3.9423	0.0000	-17.8071	***	4.2090	0.0000	11.3745	***	3.3248	0.0006	-9.8416	***	2.9190	0.0007	2.5423		3.2677	0.4366	-22.8401	***	2.6774	0.0000	-37.5335	***	3.3028	0.0000
Share = 10% (vs. 5%)	n	-1.2745		1.1143	0.2527	3.4840	***	0.6500	0.0000	-6.7533	**	2.6855	0.0119	2.2898		1.8153	0.2072	0.9760		1.7581	0.5788	-0.8738		1.7455	0.6167	-0.6278		1.5529	0.6860	3.1279	*	1.6170	0.0531
Share = 25% (vs. 5%)	n	2.8111	**	1.1891	0.0181	1.3952		0.9652	0.1483	-3.7379		2.4692	0.1301	0.3046		2.0713	0.8831	1.0359		1.7278	0.5488	0.6476		1.6555	0.6957	-0.5203		1.4144	0.7130	3.4246	**	1.5814	0.0303
Share = 50% (vs. 5%)	n	2.7731	**	1.2325	0.0245	8.2777	***	0.8811	0.0000	-0.0331		3.3727	0.9922	1.5502		2.7800	0.5771	1.1394		1.8687	0.5420	-2.1778		1.9114	0.2545	0.6454		1.6128	0.6891	4.7212	**	1.9362	0.0148
Share = 75% (vs. 5%)	n	0.9492		1.2952	0.4636	9.7666	***	0.8008	0.0000	7.7015	**	3.3218	0.0204	0.6517		2.2305	0.7702	-2.3603		2.0708	0.2543	6.0678	***	1.9375	0.0017	1.7888		1.7572	0.3087	3.8871	**	1.7555	0.0268
Share = 100% (vs. 5%)	n	-1.5514		2.0144	0.4412	15.0377	***	1.4616	0.0000	11.1054	***	3.4392	0.0012	1.2311		2.8628	0.6672	-2.3687		2.6993	0.3802	4.8618	*	2.6371	0.0652	0.7182		2.1419	0.7374	6.2530	***	2.3285	0.0072
Fish = 60% (vs. 50%)	n	-1.2671		1.0333	0.2201	6.3012	***	0.5484	0.0000	0.7777		2.7407	0.7766	-0.0868		2.1296	0.9675	-1.2487		1.7430	0.4738	0.0428		1.8240	0.9813	2.5656		1.6567	0.1215	2.5097		1.7599	0.1539
Fish = 80% (vs. 50%)	n	2.5061	**	1.2286	0.0414	0.8201		0.7003	0.2416	0.2465		2.6560	0.9260	1.7521		2.1527	0.4157	-3.3609	*	1.9552	0.0856	3.2586	*	1.8828	0.0835	2.2811		1.6908	0.1773	2.1661		1.7786	0.2233
Fish = 100% (vs. 50%)	n	0.9131		1.4759	0.5361	9.7378	***	0.9035	0.0000	-4.5467		3.4995	0.1939	6.9173	**	2.7203	0.0110	-4.1973	*	2.2241	0.0591	3.2647		2.2252	0.1423	2.3188		1.9348	0.2307	1.7443		2.0608	0.3973
Species = 60% (vs. 50%)	n	1.7635		1.1112	0.1125	1.6663	**	0.7319	0.0228	-3.1644		2.6414	0.2309	1.9301		1.8901	0.3072	-0.7939		1.6710	0.6347	-0.9056		1.7120	0.5968	-0.1304		1.4007	0.9258	1.7327		1.4994	0.2479
Species = 80% (vs. 50%)	n	1.4010		1.0704	0.1906	7.3449	***	0.7399	0.0000	-3.4380		2.7679	0.2142	2.3779		1.9711	0.2277	0.1079		1.8257	0.9529	-0.3473		1.8814	0.8536	2.1857		1.6363	0.1816	-2.7285	*	1.5805	0.0843
Species = 100% (vs. 50%)	n	1.6525		1.2217	0.1762	1.8163	**	0.8068	0.0244	0.1344		2.9049	0.9631	-1.0287		2.0046	0.6078	-1.6260		1.7439	0.3511	2.2677		1.7287	0.1896	3.7535	**	1.5044	0.0126	0.5755		1.5967	0.7185
-Cost (EUR/year)	I	-1.8093	***	0.1446	0.0000	1.3087	***	0.1186	0.0000	-0.4686	**	0.2252	0.0374	0.2658		0.1974	0.1781	-0.1807		0.1509	0.2310	0.0426		0.1610	0.7912	-0.3455	**	0.1454	0.0175	-0.1289		0.1524	0.3977
Model diagnostics																																	
LL at convergence		-5215.05																															
LL at constant(s) only		-8500.62																															
McFadden's pseudo-R ²		0.3865																															
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-R ²		0.5693																															
AIC/n		1.3298																															
BIC/n		1.4206																															
n (observations)		8000																															
r (respondents)		1000																															
k (parameters)		104																															
Estimation method		weighted simulated maximum likelihood																															
Simulation with		10000 Sobol draws with random linear scramble and random digital shift (skip = 1; leap = 0)																															
Optimization method		quasi-newton																															
Gradient		user-supplied, analytical																															
Hessian		off, retained from optimization																															

Obstacles' use interaction model (MXL model in WTP-space, full sample (N=1,000), weighted):

MXL (no correlations)		in WTP-space										Interactions of means																									
Baseline		Means				Standard Deviations				Maintaining or improving recreational opportunities ("very important") - recreation opportunities in impoundments above dams personally used for such recreation				Maintaining or improving recreational opportunities ("very important") - angling opportunities in impoundments above dams				Maintaining or improving recreational opportunities ("very important") - increase migratory fish populations for angling				Maintaining or improving recreational opportunities ("very important") - eliminate obstacles for river boating				Not changing the cultural heritage dams ("very and rather important")				Implementing additional measures by small HPPs ("very important")				Implementing additional measures by privately-owned dams ("very important")			
var.	dist.	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value	coef.	sign.	st.err.	p-value
SQ (ASC)	n	1.6750		1.9566	0.3920	90.6979	***	4.2204	0.0000	14.4682	***	3.0224	0.0000	-2.1909		4.3604	0.6154	-4.1728		4.4408	0.3474	7.1575	*	4.3077	0.0966	-7.0212	***	2.4140	0.0036	-11.6934	***	3.9208	0.0029	-11.5752	***	3.2690	0.0004
Share = 10% (vs. 5%)	n	-1.8583		1.1895	0.1182	2.2915	**	0.9420	0.0150	-1.0426		2.2068	0.6366	-1.4217		2.6099	0.5859	5.0898	**	2.0883	0.0148	-5.0240	*	2.6641	0.0593	1.4045		1.5588	0.3676	-4.0609	**	1.9226	0.0347	1.8695		2.1558	0.3858
Share = 25% (vs. 5%)	n	2.5756	**	1.1588	0.0262	0.2725		0.9606	0.7766	0.3380		2.2200	0.8790	-3.2946		2.6886	0.2204	1.4029		2.0395	0.4915	-1.3106		2.2354	0.5577	1.6410		1.4706	0.2645	-3.3560	*	1.9252	0.0813	4.9448	***	1.8208	0.0066
Share = 50% (vs. 5%)	n	3.1193	**	1.4420	0.0305	10.0983	***	1.4320	0.0000	-1.5414		2.9454	0.6007	-2.4774		4.0256	0.5383	-2.8244		3.2613	0.3865	5.7613	**	2.2531	0.0106	3.2445		1.9981	0.1044	-4.4555	*	2.6054	0.0873	5.3205	**	2.5711	0.0385
Share = 75% (vs. 5%)	n	2.0664		1.5873	0.1930	9.7091	***	1.2000	0.0000	-4.3531		3.3909	0.1992	0.1227		3.6018	0.9728	-0.2820		2.5936	0.9134	8.4743	***	3.0594	0.0056	3.4013	*	2.0018	0.0893	0.0845		2.4381	0.9723	3.7947	*	2.1838	0.0823
Share = 100% (vs. 5%)	n	0.3706		2.2547	0.8695	16.8326	***	1.7409	0.0000	-1.5028		3.2381	0.6426	-9.1366	**	4.3082	0.0339	-0.2727		3.1680	0.9314	12.6782	***	3.7245	0.0007	3.6115		2.4425	0.1393	-0.8057		2.9393	0.7840	4.4325		2.8263	0.1168
Fish = 60% (vs. 50%)	n	-1.1624		1.3084	0.3743	6.6333	***	0.9029	0.0000	1.2639		2.4902	0.6118	0.7075		2.7482	0.7968	2.4125		2.5811	0.3499	2.9118		2.2912	0.2038	2.3331		1.8093	0.1972	-4.0835	*	2.2264	0.0666	-1.8507		2.2538	0.4116
Fish = 80% (vs. 50%)	n	3.8902	***	1.3210	0.0032	1.2295		0.8652	0.1553	0.4738		2.1350	0.8244	-1.8485		2.6401	0.4838	5.3289	**	2.4969	0.0328	-0.6756		2.2907	0.7681	-0.7104		1.5867	0.6544	-2.5026		2.0608	0.2246	0.4798		2.2403	0.8304
Fish = 100% (vs. 50%)	n	2.5006		1.6650	0.1331	10.5651	***	1.2805	0.0000	-3.0498		2.8238	0.2801	-3.7346		3.6617	0.3078	5.5744	*	3.2045	0.0819	-4.3769		2.8100	0.1193	-1.9248		1.9626	0.3267	0.2108		2.4951	0.9327	1.1910		2.5955	0.6463
Species = 60% (vs. 50%)	n	2.3851	*	1.2488	0.0562	2.5986	**	1.0600	0.0142	0.8523		2.2594	0.7060	-1.5195		2.6953	0.5729	-0.9747		2.1696	0.6533	-4.9452	**	2.3645	0.0365	-0.2444		1.6008	0.8787	1.9875		1.9110	0.2983	-0.7667		1.9743	0.6978
Species = 80% (vs. 50%)	n	1.0060		1.3935	0.4703	7.0572	***	1.0424	0.0000	0.6025		2.5787	0.8153	-4.3725		2.7964	0.1179	-1.1514		2.2198	0.6040	0.0813		2.0773	0.9688	-0.1349		1.8303	0.9412	2.0995		1.9871	0.2907	2.9381		2.0441	0.1506
Species = 100% (vs. 50%)	n	2.8296	**	1.4127	0.0452	2.3425	**	1.0937	0.0322	1.1147		2.6703	0.6764	-3.1603		3.0688	0.3031	-2.6469		2.1082	0.2093	-0.6970		2.3497	0.7668	0.7096		1.7106	0.6783	3.4904		2.2552	0.1217	1.5672		2.1667	0.4695
-Cost (EUR/year)	I	-2.0891	***	0.1202	0.0000	1.2604	***	0.1081	0.0000	0.0913		0.2050	0.6559	0.3991		0.2436	0.1014	-0.5668	***	0.1838	0.0020	-0.0626		0.2025	0.7571	-0.0664		0.1334	0.6187	0.0280		0.1644	0.8647	0.1453		0.1677	0.3862
Model diagnostics																																					
LL at convergence		-5259.56																																			
LL at constant(s) only		-8500.62																																			
McFadden's pseudo-R ²		0.3813																																			
Ben-Akiva-Lerman's pseudo-f		0.5660																																			
AIC/n		1.3441																																			
BIC/n		1.4463																																			
n (observations)		8000																																			
r (respondents)		1000																																			
k (parameters)		117																																			
Estimation method	weighted simulated maximum likelihood																																				
Simulation with	10000 Sobol draws with random linear scramble and random digital shift (skip = 1; leap = 0)																																				
Optimization method	quasi-newton																																				
Gradient	user-supplied, analytical																																				
Hessian	off. retained from optimization																																				