

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

**PIESĀRŅOJUMA AR DZĪVSUDRABU NOVĒRTĒJUMS
MELNAJOS STĀRĶOS (*Ciconia nigra*) LATVIJĀ**

MAĢISTRA DARBS

Vides zinātnes maģistra studiju programma

Autore: **Zanda Briķe**

Studenta apliecības Nr.: zb19039

Darba vadītājs: docents, Dr.biol. Jānis Ventiņš

RĪGA 2022

ANOTĀCIJA

Melnais stārķis (*Ciconia nigra*) ir Latvijā kritiski apdraudēta suga ar augstu izmiršanas risku, kuras populācijas lielums pēdējos gados ir strauji samazinājies. Pēc publicētiem datiem melno stārķu skaits samazinājies no 750–900 pāriem 1996. gadā līdz 85–140 pāriem 2017 gadā. Latvijā iepriekš veiktos pētījumos ir konstatēts, ka melno stārķu jauno putnu organismā ir paaugstināts dzīvsudraba piesārņojums, kura izcelsme nav zināma. Putnu mātītes piesārņojumu organismā deponē izdētajās olās. Tāpat melnie stārķi to izvada arī ar mēsliem, kurus ievācot attiecīgajos sezonas periodos, ir iespējams iegūt informāciju par piesārņojumu arī jauno putnu organismos. Šī darba ietvaros ir veikts dzīvsudraba piesārņojuma novērtējums, izmantojot melno stārķu olu čaumalas, embrijus, mēslus pieaugušos putnos un jaunajos cāļos, kā arī jauno stārķēnu barības atriņu paraugus. Iegūtie rezultāti liecina, ka dzīvsudrabs ir sastopams visās analizēto paraugu grupās un potenciāli var ietekmēt melno stārķu populāciju.

Atslēgas vārdi: dzīvsudrabs, metildzīvsudrabs, bioakumulācija, piesārņojums, melnais stārķis.

ANNOTATION

The Black Stork (*Ciconia nigra*) is a critically endangered species in Latvia with a high risk of extinction, whose population size has declined sharply in recent years. According to published data, the number of Black Storks has decreased from 750–900 pairs in 1996 to 85–140 pairs per year in 2017. Previous studies in Latvia have found elevated levels of mercury contamination in young Black Stork, the origin of which is unknown. Female birds deposit the contamination in the eggs they lay. It is also excreted in the droppings of black storks, which, if collected at appropriate times of the season, can also provide information on contamination in the young birds. In the framework of this work, an assessment of mercury contamination has been carried out using Black Stork eggshells, embryos, faeces in adult birds and young chicks, as well as atrial samples from young stork chicks. The results show that mercury is present in all groups of samples analysed.

Key words: mercury, methylmercury, bioaccumulation, contamination, black stork.

SATURA RĀDĪTĀJS

IEVADS	5
1. LITERATŪRAS APSKATS	8
1.1. Dzīvsudraba raksturojums	8
1.1.1. Dzīvsudrabs un tā sastopamība dabā.....	8
1.1.2. Dzīvsudrabs dzīvajos organismos	9
1.1.3. Dzīvsudrabs kā antropogēnais piesārņojums	11
1.1.4. Dzīvsudraba transformācijas procesi vidē, un to ietekme uz barības ķēdēm.....	14
1.1.5. Dzīvsudraba izplatīšanās procesi.....	17
1.1.6. Iespējamie dzīvsudraba piesārņojuma avoti un tā pārnese mehānismi.....	18
1.2. Dzīvsudraba ietekme uz savvaļas putniem	26
1.3. Melnais stārķis kā dzīvsudraba piesārņojuma izpētes objekts	30
1.3.1. Melnā stārķa raksturojums	30
1.3.2. Melnā stārķa barošanās biotopi	34
1.3.3. Melnā stārķa barības sastāvs	37
1.3.4. Dzīvsudraba piesārņojums melnajos stārķos.....	40
2. MATERIĀLI UN METODES.....	46
2.1. Melnā stārķa embriju ievākšanas metodes	46
2.2. Melnā stārķa barības atriju ievākšanas metodes.....	47
2.3. Melnā stārķa embriju un barības atriju analīzes metodes.....	49
2.4. Melnā stārķa mēslu ievākšanas metodes	50
2.5. Melnā stārķa olu čaumalu ievākšanas metodes	52
2.6. Melnā stārķa mēslu un olu čaumalu analīzes metodes	54
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	57
3.1. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu embrijos	57
3.2. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu barības atriņās.....	58
3.3. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu mēslos	63
3.4. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu čaumalās un membrānās.....	71
3.4.1. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu čaumalās un to sajaukumos.....	71
3.4.2. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu iekšējās membrānās.....	75
3.5. Kopsavilkums.....	79
5. SECINĀJUMI	83
6. REKOMENDĀCIJAS	85
Pateicības.....	86
IZMANTOTĀ LITERATŪRA UN AVOTI.....	87

IEVADS

Dzīvsudrabs Hg ir sudrabbalts metāls, kas normālos apstākļos (pie 0° C) ir sastopams šķidrā veidā. Tas ir toksisks ķīmiskais elements, it īpaši tvaiku veidā vai organiskajos savienojumos. Toksiskākais no visiem dzīvsudraba savienojumiem ir metildzīvsudrabs CH₃Hg⁺, kas rodas dabīgu metilēšanās procesu rezultātā, neorganiskajam dzīvsudrabam pārvēršoties par metildzīvsudrabu (Hsu-Kim et al. 2018). To var absorbēt dažādi ūdens organismi, piemēram, mikrobi un fitoplanktons (Harding et al. 2018), caur kuriem metildzīvsudrabs nonāk barības ķēdē un bioakumulēšanās rezultātā tā koncentrācija vidē pieaug, būtiski ietekmējot ekosistēmu veselību. Barības ķēdes augstāko līmeņu audos tas var sasniegt desmitiem miljonu līdz simts miljonu reizu augstāku koncentrāciju nekā ūdenī vai sedimentos, no kurienes šī barība tiek uzņemta (Engstrom 2007, Evers 2018).

Melnais stārķis ir apdraudēta suga, kuru nav ieteicams speciāli traucēt. Ilgstošu pētījumu ietvaros ik gadu tiek veikta mazuļu gredzenošana, kuras laikā tiek ievāktas neproduktīvās, nešķīlušās putnu olas. Tomēr šo neproduktīvo olu skaits dažādos gados ļoti variē, un to iegūšana, ja mazuļi netiek gredzenoti, radītu nevajadzīgus traucējumus. Šķīlušos olu čaumalas melnie stārķi izmet no ligzdas paši (M. Strazda mutisks ziņojums). Tāpat zem ligzdām var atrast dažādu plēsēju izpostītu olu atliekas. Olu čaumalas un neproduktīvo olu embriji ļauj spriest par piesārņojumu tikai mātītes organismā (Kucharska et al. 2021). Lai iegūtu informāciju par tēviņiem un jaunajiem cāļiem, tiek izmantoti mēsli zem to ligzdām. Pavasaros no ziemošanas vietām parasti pirmie ierodas melno stārķu tēviņi, olu perēšanas laikā ligzdvietā atrodas abi pieaugušie putni, kuri pēc cāļu izšķīlšanās pārstāj tos pastāvīgi pieskatīt, kad tie ir sasnieguši apmēram 2–3 nedēļu vecumu. Pēc šī laika, kas vidēji ir jūnija sākums, pieaugušie stārķi uz ligzdu atgriežas tikai, lai mazuļus barotu, bet tajā vairs neuzturas un neizkārnās. Tādējādi, ievācot mēslus attiecīgos sezonas periodos, ir iespējams iegūt informāciju par piesārņojumu arī tēviņa un jauno putnu organismos.

Melnais stārķis lielākoties ir zivjēdājs, kura barību galvenokārt veido dažādas mazas un vidējas (līdz 25cm garas) saldūdens zivis, ko tas ķer dažādos seklūdeņos (Strazds 2005). Savus mazuļus melnais stārķis baro ligzdās, atriņot tiem uzlasīto barību (Hancock et al. 1992). Melnā stārķa barošanās paradumi saistās ar risku lielākos daudzumos uzņemt toksisko metildzīvsudrabu, kas sastopams ūdens vidē un tajā esošajos organismos.

Melnie stārķi dzīvsudrabu izvada no sava organisma caur spalvām un mēsliem, mātītes – arī caur olām, tādējādi cenšoties atbrīvot savu ķermeni no piesārņojošām vielām (Kucharska et al. 2021). Mazuļi savukārt sākotnēji šo piesārņojumu savā organismā uzņem no mātes ķermeņa, bet vēlāk ar vecāku atnesto barību (Kucharska et al. 2021).

Melnais stārķis kā stārķveidīgo putnu sugas pārstāvis ir viens no jutīgākajiem pret dzīvsudraba piesārņojumu (Černova 2015). Dzīvsudrabs, esot organismā nelielā apjomā, neizraisa funkciju traucējumus, bet, sasniedzot toksisku līmeni, tas var atstāt ietekmi uz barības meklēšanas rezultātiem, audu bioķīmiskajiem rezultātiem, putnu uzvedību, tajā skaitā koordināciju, kas ļauj tiem kļūt par vieglu medījumu, kā arī pazemināt ligzdošanas sekmes un piesārņoto mazuļu izdzīvošanas iespējas (Eagles-Smith et al. 2009).

Līdz šim Latvijā veiktie pētījumi uzrāda paaugstinātu dzīvsudraba koncentrāciju melno stārķu mazuļu asinīs un aknās (Černova 2015), kā arī olu čaumalās un to membrānās (Ābola et al. 2021). 2015. gadā veiktajā pētījumā dzīvsudrabs tika atrasts visos melno stārķu mazuļos. Dati par tiem tika ievākti dažādos Latvijas reģionos. Pētījumā tika secināts, ka melno stārķu mazuļu asinīs un aknās dzīvsudraba piesārņojums ir paaugstināts līdz līmenim, kas var atbilst vidēja riska kategorijai, kad parādās ietekme uz reprodukciju (Černova 2015). Arī pētījumos, kuros tika mērīts dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu čaumalās un to membrānās, tika atrasts dzīvsudraba piesārņojums (Ābola et al. 2021).

Eiropas vides stāvokļa novērtējumā dzīvsudrabs tika vērtēts saldūdens, augsnes, jūras ūdeņu, ķīmisko un industriālo piesārņojumu sadaļās, turklāt dzīvsudraba piesārņojuma līmeņa samazinājums ir minēts kā viens no politiskajiem mērķiem un uzdevumiem (European Environment Agency 2019). Savukārt Latvijas vides stāvokļa novērtējumā piesārņojums ar dzīvsudrabu nav minēts vispār (LVGMC 2016, LVGMC 2020).

Šajā pētījumā galvenā uzmanība ir veltīta tam, lai noteiktu dzīvsudraba koncentrāciju melnajos stārķos Latvijā, izmantojot tādus no melnā stārķa iegūtus piesārņojuma indikatorus, kā piemēram, olu čaumalas, neizšķīlušos embrijus, mēslus un barības atriņas.

Pētījuma jautājums – vai Latvijas dabas vidē ir aktuāla dzīvsudraba piesārņojuma problēma.

Darba mērķis ir analizēt dzīvsudraba koncentrāciju melno stārķu embrijos, mēslos un barības paraugos, kā arī noteikt dzīvsudraba koncentrāciju olu čaumalās un membrānās, novērtējot dzīvsudraba daudzuma izmaiņu tendences izmantotajos piesārņojuma indikatoros pēdējo astoņpadsmit gadu laikā.

Lai sasniegtu izvirzīto mērķi, tiek izvirzīti šādi darba **uzdevumi**:

1. Noteikt, vai melno stārķu embrijos ir konstatējams piesārņojums ar dzīvsudrabu.
2. Ievākt melno stārķu cāļu barības atriņas un izvērtēt tajās esošo dzīvsudraba daudzumu.
3. Ievākt un izanalizēt olu čaumalu, to membrānu, kā arī mēslu materiālus no melno stārķu ligzdvieta, lai izvērtētu dzīvsudraba piesārņojuma līmeni putnu organismos.

4. Balstoties uz olu čaumalu un membrānu paraugu mērījumiem, noteikt, kādas ir dzīvsudraba piesārņojuma mainības tendences melno stārķu organismos pēdējo astoņpadsmit gadu laikā.

Darbs ir izstrādāts Latvijas Universitātē Atomfizikas un spektroskopijas institūtā Latvijas Zinātnes padomes finansētā projekta “Dzīvsudraba piesārņojums savvaļas putnos Latvijā: pašreizējais stāvoklis un līdzšinējo pārmaiņu rekonstrukcija” (Nr. LZP-2020/1-0005) ietvaros. Darba rezultāti tiks iekļauti projekta atskaitē. Pētījuma tēzes ir prezentētas un iekļautas LU 80. starptautiskās zinātniskās konferences un 22. starptautiskās zinātniskās konferences “EcoBalt 2021” tēžu krājumā.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Dzīvsudraba raksturojums

1956. gadā Minamatas līča iedzīvotāji Japānā masveidā saindējās, kā rezultātā gāja bojā apmēram 100 cilvēku, bet 10 000 cilvēku konstatēja smagas veselības problēmas. Tās izpaudās kā centrālās nervu sistēmas traucējumi – sašaurinājās redzeslauks, pasliktinājās dzirde, tika novēroti runas traucējumi, saprāta zudums, nedroša gaita un krampji. Tur dzimušie bērni nāca pasaulē ar dažādām iedzimtām kropļībām. Iemesls šīm smagajām saslimšanām izrādījās metilētā dzīvsudraba uzņemšana ar jūras produktiem, tas jūrā savukārt bija nonācis ar vietējās ķīmiskās korporācijas notekūdeņiem, kad tā dzīvsudraba sāļus izmantoja kā katalizatoru acetaldehīda ražošanā. Jūrā novadītais dzīvsudrabs akumulējās barības ķēdē, un tādējādi šo piesārņojumu uzņēma vietējie iedzīvotāji un arī mājdzīvnieki (Kļaviņš 2012).

Mūsdienās visā pasaulē piesārņojumam ar dzīvsudrabu tiek pievērsta aizvien lielāka uzmanība. Arī Latvijas teritorijā ir fiksēta pārāk liela dzīvsudraba koncentrācija, piemēram, asara *Perca fluviatilis* audos paaugstināts dzīvsudraba saturs konstatēts pētījumos no 2016. līdz 2020. gadam, izņemot 2019. gadu, kad tas netika vērtēts (LVĢMC 2017, LVĢMC 2018, LVĢMC 2019, LVĢMC 2021). Vienlaikus joprojām nav atbildes, no kurienes šis piesārņojums rodas un kāda ir tā ietekme uz vidi un dzīvnieku un cilvēku veselību kopumā.

1.1.1. Dzīvsudrabs un tā sastopamība dabā

Dzīvsudrabs, agrāk saukts par hidrargiru (*hydrargyrum* jeb šķidrās zelts), ir ķīmisks elements, kas sastopams dabā. Tas ir viens no toksiskākajiem piesārņotājiem, kas var izraisīt dažādas veselības komplikācijas, tiek pārnesti ar gaisa masu plūsmām, ilgi saglabājas vidē un uzkrājas pārtikā. Neraugoties uz lielo toksicitāti, dzīvsudrabs ir ticis izmantots un joprojām tiek lietots rūpniecībā, medicīnā un citās nozarēs (Amde et al. 2016).

Vēsturiski dzīvsudrabs tika izmantots zelta un sudraba ieguvē, hlora-sārnu pārstrādes rūpniecībā, elektrisko instrumentu ražošanā, farmācijā, lauksaimniecības fungicīdos, celulozes un papīra rūpniecībā, slimcīdu (plaša spektra pretmikrobu pesticīds, ko izmanto, lai iznīcinātu gļotas veidojošos mikroorganismus, piemēram, aļģes, baktērijas, sēnītes un gļotu veidnes), kā arī plastmasas ražošanā. Citas antropogēnās aktivitātes, kas ievērojami palielina vidē pieejamo dzīvsudraba daudzumu, ir fosilā kurināmā sadedzināšana, vara un svina ieguve un pārstrāde, notekūdeņi no pamestām cinobra (dzīvsudraba rūda) raktuvēm, farmācijas rūpniecām un militārajām iekārtām, cieto sadzīves atkritumu un medicīnisko atkritumu sadedzināšana, kā arī bateriju un luminiscences spuldžu iznīcināšana (Henny 2007).

Dzīvsudrabs savu īpašību dēļ tiek izmantots mērinstrumentos, elektriskajos slēdžos, kā arī nelielās piedevās kā konservants medikamentos un vakcīnās (Švāgere 2011). Tāpat tas ir ticis izmantots tādu masu patēriņa produktu ražošanā kā LCD (liquid crystal display) monitori un ekrāni, fluorescējošās spuldzes, ultravioletās un neona lampas, veļas mašīnas, žāvētāji, gludekļi, saldētavas, termostati, barometri, augstspiediena mērītāju aparāti, kā arī zobu plombas, īpaši tā sauktās sudraba dentālās amalgamas plombas (Zuber et al. 2011).

Viena no dzīvsudraba neparastajām īpašībām ir tā spēja iztvaikot un pāriet gāzveida stāvoklī daudz zemākās temperatūrās nekā citi metāli, padarot to par vienīgo smago metālu, kas Zemes atmosfērā atrodams gāzveida stāvoklī. Kad materiāli, kas satur dzīvsudrabu, tiek karsēti (piemēram, akmeņogles, tām degot), daļa dzīvsudraba nonāk atmosfērā gāzveida stāvoklī un var izplatīties tūkstošiem kilometru tālu (Zuber et al. 2011). Tas ir viens no iemesliem, kāpēc dzīvsudrabu sastop visā pasaulē, no Arktikas līdz pat Antarktīdai – piesārņojošās vielas kļūst gaistošas zemeslodes karstajos apgabalos un pārvietojas ar gaisa masām līdz pat aukstākiem apgabaliem, kur kondensējas un piesārņo virszemes ūdeņus un augsni, uzkrājoties zivju, plēsīgo putnu, mājdzīvnieku un cilvēku organismā (Černova 2015).

Ir svarīgi nošķirt primārus un sekundārus dzīvsudraba emisijas avotus. Primārie avoti, kas var būt gan dabiskie, gan antropogēnie, dzīvsudrabu pārnes no planētas ārējā slāņa (litosfēras) rezervuāriem uz atmosfēru. Dzīvsudrabs no primārajiem avotiem nogulsņējas uz sauszemes un okeānos. Nogulsņējušais dzīvsudrabs var tikt reducēts līdz atomārajam dzīvsudrabam Hg^0 un pēc tam atkārtoti emitēts. Reemisijas procesi ir sekundārie avoti, kur dzīvsudrabs apmainās starp virszemes rezervuāriem, izmantojot atmosfēru kā pārneses transportu. Primārie avoti palielina globālo dzīvsudraba krājumu virszemes rezervuāros, savukārt sekundārie avoti to pārdala starp ekosistēmām un to iekšienē (Driscoll 2013). Dzīvsudrabs dabā nonāk gan antropogēnās darbības rezultātā, gan arī no dabīgiem avotiem un procesiem, piemēram, no vulkānu izvirdumiem un iežu noārdīšanās rezultātā. Tas nonāk atmosfērā un ar lietu – saldūdeņos, jūrās un okeānos, kā arī augsnē. No turienes dzīvsudrabs var atkārtoti iztvaikot gaisā, kur tas tiek pārnesti tālāk, deponējoties citās ūdens vai sauszemes vidēs un arī barības ķēdēs. Uzkrājoties dzīvsudrabs gadsimtu vai pat ilgāku laiku tiek izņemts no globālā aprites cikla, tam deponējoties okeāna dziļūdens nogulumos, ezeru nogulumos un zemes dziļēs (UNEP 2019).

1.1.2. Dzīvsudrabs dzīvajos organismos

Lielākajai daļai smago metālu ir svarīga loma organismu dzīvības funkciju realizēšanā. Tie nelielā daudzumā ir sastopami dažādās organismu struktūrās. Ja to koncentrācija pārsniedz dabisko līmeni, to iedarbība var kļūt kaitīga. Tā kā attīstās

tehnoloģijas un uz planētas palielinās cilvēku skaits, patlaban tiek patērēts pārmērīgi daudz dabas resursu. Tā rezultātā dabā nonāk pārāk daudz atkritumu, kas var uzkrāties dzīvajos organismos caur ekosistēmu barības ķēdēm, tādējādi radot vides riskus (Durmus 2018). Dzīvsudrabs ir pasaulē plaši izplatīts toksisks ķīmiskais elements. Tas ir sastopams elementārā dzīvsudraba formā kā tīrs metāls, tomēr biežāk savienojumos ar organiskajām un neorganiskajām vielām ar atšķirīgām toksikoloģiskajām īpašībām (Berlin et al. 2007; Morita et al. 1998; 1.1. tabula). Cīnobra jeb dzīvsudraba rūda ir zemes garozā visbiežāk sastopamā dzīvsudraba forma, kurā dzīvsudrabs veido noturīgu savienojumu ar sēru, veidojot dzīvsudraba sulfīdu HgS. Organismos dzīvsudrabs savukārt veido savienojumus ar sēra proteīniem. Dzīvsudrabs savienojas arī ar oglekli, veidojot organiskas formas, no kurām nozīmīgākais un toksiskākais ir metildzīvsudrabs. Tā kā šajos savienojumos dzīvsudrabs piesaistās proteīniem, tas ļauj tam uzkrāties dzīvo organismu audos (Černova 2015).

1.1. tabula. Tipiskākās dzīvsudraba formas bioloģiskajos paraugos un vidē (Morita et al. 1998; Kļaviņš et al. 2005)

Atomārais (metāliskais) dzīvsudrabs		Hg ⁰
Neorganiskās dzīvsudraba formas	Dzīvsudraba jons (vienvērtīgs)	Hg ⁺
	Dzīvsudraba jons (divvērtīgs)	Hg ²⁺
	Dzīvsudraba oksīds	HgO
	Dzīvsudraba sulfīds	HgS
	Dzīvsudraba hlorīds	HgCl ₂
Organiskās dzīvsudraba formas	Metildzīvsudrabs	CH ₃ Hg ⁺
	Etildzīvsudrabs	C ₂ H ₅ Hg ⁺
	Fenildzīvsudrabs	C ₆ H ₅ Hg ⁺
	Dimetildzīvsudrabs	(CH ₃) ₂ Hg

Dzīvsudraba organisko savienojumu iedarbība ir krasi atšķirīga no dzīvsudraba neorganisko savienojumu iedarbības. Dzīvsudraba organisko savienojumu vielas ir hidrofobas, kas nozīmē, ka tās vispirms akumulējas un iedarbojas ar lipīdiem bagātos organisma audos. Tāpat arī šo vielu toksiskums ir ievērojami lielāks nekā dzīvsudraba neorganiskajiem savienojumiem (Kļaviņš et al. 2005).

Dzīvsudraba aprites cikls ietver atmosfērā esošā elementārā dzīvsudraba nokļūšanu ūdenī, kur mikroorganismi to pārvērš par organisko metil- vai etildzīvsudrabu, ko norij

mazākas radības, kuras pēcāk tiek patērētas barības ķēdes nākamajos posmos. Trofiskās ķēdes augšdaļā esošās zivis (piemēram, tunzivis, zobenzivis vai haizivis) vai citi plēsēji savos audos var koncentrēt ievērojamu dzīvsudraba daudzumu (Bernhoft 2012).

Dzīvsudraba bioģeoķīmiskā transformācija, toksicitāte, pieejamība ekosistēmās, mobilitāte un attīstība ir atkarīga ne tikai no tā kopējās koncentrācijas, bet arī no tā ķīmiskajām formām. Visu toksisko smago metālu, kas pakļauti fizikālām un/vai ķīmiskām transformācijām, kopējā koncentrācija kopumā nevar atspoguļot iedarbību uz individuālajām sugām. Pētījumos ar zebzivis (*Danio rerio*) kāpuriem tika analizēta atšķirība starp organisko un neorganisko dzīvsudrabu un tā toksisko iedarbību, kā rezultātā tika pierādīts, ka organiskais dzīvsudrabs izraisīja lielāku dzīvsudraba ietekmi uz šūnām un audiem nekā neorganiskie savienojumi. Tas norāda, ka toksicitāte ir atkarīga no dzīvsudraba ķīmiskās formas, nevis kopējā daudzuma, un tas mudina domāt, ka nepietiek tikai ar kopējā dzīvsudraba apjoma monitoringu vidē (Amde 2016).

1.1.3. Dzīvsudrabs kā antropogēnais piesārņojums

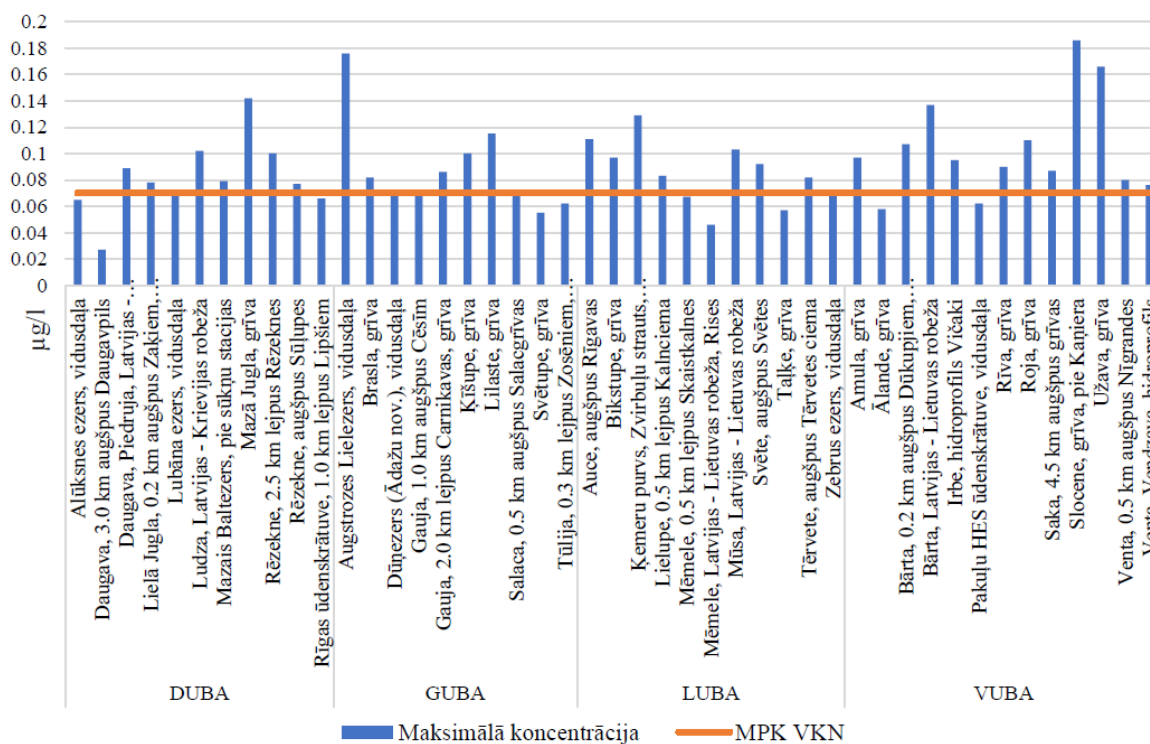
Cilvēka darbība ir palielinājusi dzīvsudraba koncentrāciju atmosfērā par aptuveni 450% virs dabiskā līmeņa. Tas ietver arī pagātnē saimnieciskās darbības rezultātā emitēto dzīvsudrabu, tā saukto mantoto piesārņojumu, kas joprojām cirkulē biosfērā. Lielākā daļa mūsdienās vidē esošā antropogēnās izcelsmes dzīvsudraba nāk no vēsturiskajām emisijām, kas iegūtas līdz 19. gadsimta beigām – galvenokārt no zelta, sudraba un dzīvsudraba (cinobra) ieguves un attīrīšanas Amerikā. Vēsturiskās emisijas ir ievērojami lielākas par visu 20. gadsimta rūpniecisko avotu radītajām kopējām emisijām (UNEP 2019). Iztvaikojot no Zemes garozas un okeāniem, biosfērā cirkulē aptuveni 30 000–50 000 tonnu dzīvsudraba. Papildus tam apmēram 20 000 tonnu dzīvsudraba katru gadu nonāk vidē cilvēku darbības rezultātā, piemēram, sadedzinot fosilo kurināmo un rūpnieciskas darbības rezultātā (Berlin et al. 2007). Globālajā inventariācijā par dzīvsudraba emisijām no antropogēniem avotiem ir noteikts, ka 2015. gadā jaunradītas gaisa emisijas no kopā 17 galvenajām rūpnieciskajām nozarēm ir bijušas aptuveni 2220 tonnas, no kurām sauszemes un saldūdens vidē nonāca aptuveni 1220 tonnas dzīvsudraba. Fosilās degvielas (galvenokārt ogles) un biomasas sadedzināšana radīja aptuveni 24% saražoto emisiju. Klimata pārmaiņām un izmaiņām sauszemes un ūdens ekosistēmu procesos ir arvien lielāka nozīme dzīvsudraba aprites ciklā, ietekmējot dzīvsudraba izplatību, ķīmisko mijiedarbību un bioloģisko uzņemšanu vidē (UNEP 2019).

Tā kā dzīvsudrabs ir ļoti toksisks, tas apdraud cilvēku un savvaļas dzīvnieku veselību (Goutner et al. 2011). Šobrīd dzīvsudraba slodzes dažās ūdens barības ķēdēs ir tādā līmenī,

kas rada bažas par ekovides un cilvēku veselību. Antropogēni radītās dzīvsudraba emisijas (pašreizējās un mantotās) un to iztvaikošana ir galvenie faktori, kas veicina dzīvsudraba līmeņa paaugstināšanos un ietekmi uz vidi un cilvēkiem (UNEP 2019).

Latvijā ik gadu tiek veikts virszemes ūdeņu kvalitātes monitorings, iekļaujot tajā arī dzīvsudraba koncentrācijas mērījumus. Pēc spēkā esošajiem likumu aktiem, dzīvsudraba un tā savienojumu maksimāli pieļaujamā koncentrācija virszemes ūdeņos ir 0,07 µg/l, kas atbilst 70 ng/g, savukārt virszemes ūdeņu biotas organismos pieļaujamais robežlielums ir 0,02 mg/kg jeb 20 ng/g (Noteikumi par virszemes .. 2002).

Virszemes ūdeņos dzīvsudraba koncentrācijas rādītāji 2017. gadā bija paaugstināti divos objektos (LVĢMC 2018), 2018. gadā tie bija paaugstināti kopumā 22 novērojumu punktos, no kuriem augstākie rādītāji bija četrās stacijās – Lielajā Juglā augšpus Zaķiem (88 ng/g), Lielupē lejpus Jelgavas (107 ng/g), Irbē pie Vičakiem (134 ng/g) un Tūlijā lejpus Zosēniem (140 ng/g) (LVĢMC 2019). Vissliktākā situācija bija 2019. gadā, kad maksimāli pieļaujamā koncentrācija virszemes ūdeņos tika pārsniegta kopumā 71% monitoringa staciju jeb 28 stacijās (LVĢMC 2020; 1.1. attēls). Tobrīd tas bija lielākais konstatētais un pierādītais dzīvsudraba piesārņojuma apjoms ūdenī pēdējo piecu gadu laikā. Pēc LVĢMC teiktā, dzīvsudraba vides kvalitātes novērtējuma pārsniegumu skaita kāpumu 2019. gadā, balstoties uz pieejamiem datiem, bija grūti izskaidrot. Tika pētītas sakarības starp dzīvsudraba koncentrāciju upēs un caurplūduma apjomu katrā upju baseina apgabalā, ņemot par pamatu vienu ūdens kvalitātes staciju, kur tā atradās vistuvāk hidroelektrostacijai ar pieejamiem caurplūduma mērījumiem. Korelācija starp dzīvsudraba koncentrāciju un caurplūduma apjomu upēs netika novērota. Vienlaikus 2019. gadā Latvijā notekūdeņos netika novērots dzīvsudraba slodzes pieaugums – 2017. gadā tās bija 0,008 tonnas, 2018. gadā 0,025 tonnas, 2019. gadā 0,009 tonnas (LVĢMC 2020).



1.1. attēls. Dzīvsudraba maksimālā koncentrācija (µg/l) upju baseinu apgabalos 2019. gadā (LVĢMC 2020)

2020. gadā maksimāli pieļaujamās koncentrācijas pārsniegumi virszemes ūdeņos netika novēroti (LVĢMC 2021). Pirmšķietami tas liecina, ka situācija ir uzlabojusies, salīdzinot ar iepriekšējiem gadiem, tomēr šeit, analizējot datus ilgtermiņā, būtu jāņem vērā, ka 2020. gads bija kopumā siltākais gads visā novērojumu vēsturē, tajā gadā bija arī siltākā ziema visā novērojumu vēsturē, kurai sekoja auksts pavasaris. Tāpat visos upju baseinu apgabalos 2020. gadā nokrišņu daudzums bija mazāks par normu. Līdz ar to, analizējot šos pozitīvos rezultātus, būtu jāvērtē dzīvsudraba izplatības vidē procesi, kurus, iespējams, ietekmē laikapstākļi, kā arī tas, ka 2020. gadā monitorings ne visās vietās tika veikts turpat, kur iepriekšējos gados.

Gandrīz katru gadu dati par dzīvsudraba koncentrāciju tiek ievākti arī biotā. Analizējot dzīvsudraba piesārņojumu biotā, LVĢMC izmanto asara *Perca fluviatilis* muguras muskuļu audu paraugus, kas ir vispiemērotākie dzīvsudraba un tā savienojumu noteikšanai indikatororganismos. 2016. un 2017. gadā dzīvsudraba vides kvalitātes normatīvi biotā tika pārsniegti gandrīz visās monitoringa stacijās (LVĢMC 2017; LVĢMC 2018), savukārt 2018. gadā un 2020. gadā šie pārsniegumi biotā tika konstatēti jau visās novērojumu stacijās, attiecīgi 138 un 69 novērojumu stacijās (LVĢMC 2019, LVĢMC 2021). Dzīvsudraba

augstākā koncentrācija asaros tika novērota Liepājas ezerā – 458 ng/g, Balvu ezerā – 330 ng/g, Mēmeles grīvā – 346 ng/g un Papes ezerā – 258 ng/g.

Pret iegūtajiem rādītājiem par dzīvsudraba vides kvalitātes normatīva pārsniegumiem būtu jāizturas piesardzīgi, vērtējot šo pārsniegumu tendenci ilgtermiņā. Dzīvsudraba maksimāli pieļaujamās koncentrācijas pārsniegumu vērtējumā ir svarīgi ņemt vērā dzīvsudraba metilēšanās procesus dabā, kā arī tā bioakumulēšanās un biomagnificēšanās īpašības.

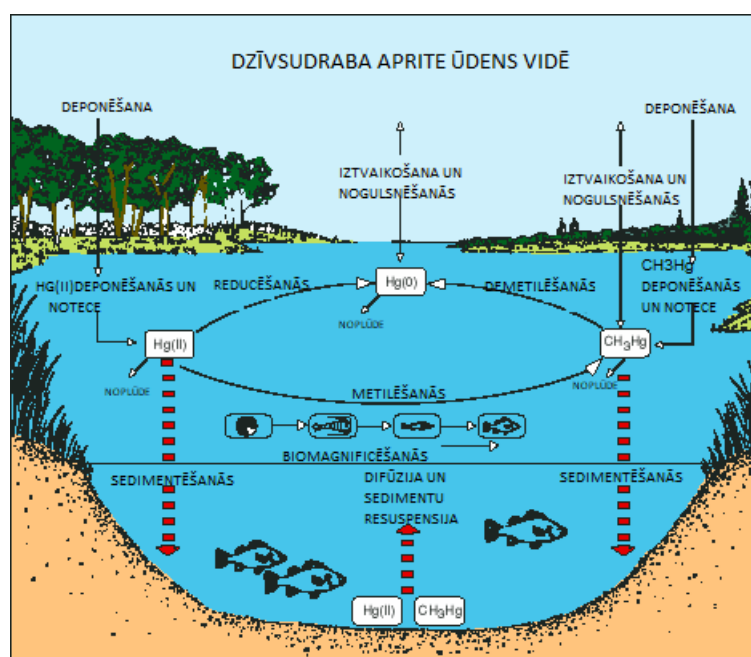
1.1.4. Dzīvsudraba transformācijas procesi vidē, un to ietekme uz barības ķēdēm

Toksiskākais no visiem dzīvsudraba savienojumiem ir metilētais dzīvsudrabs CH_3Hg^+ , kas ir ļoti spēcīgs neirotoksīns un ir pakļauts biomagnifikācijai ūdens barības ķēdēs (Roy 2009). Metildzīvsudrabam raksturīgie procesi dabā saistās ar tā metilēšanos, bioakumulēšanos un biomagnificēšanos. Metildzīvsudrabs dabā veidojas ūdens vidē, pārveidojoties neorganiskā dzīvsudraba formām baktēriju un planktona darbības rezultātā (Hong 2012). Ūdens ekosistēmās metildzīvsudrabs ūdens organismos ne tikai metilējas, bet arī bioakumulējas, uzkrājoties katrā indivīdā, un biomagnificējas organismos, veidojot arvien lielāku koncentrāciju virzienā augšup pa barības ķēdes trofiskajiem līmeņiem (Zuber et al. 2011).

Dzīvsudraba metilēšanās procesus veicina sulfātu un dzelzi reducējošas baktērijas (Evers 2018), kā arī metanogēnās baktērijas un nedaudzas pie Firmicutes tipa piederošas baktērijas (Ksu-Kim et al. 2018). Neorganiskā dzīvsudraba pārvēršanās par metildzīvsudrabu vidē ir mikrobioloģisks process, kas parasti notiek anaerobos nogulumos, piesātinātās augsnēs, anoksiskos gruntsūdeņos, kā arī anoksiskās inženierijas sistēmās (bioreaktori, notekūdeņu attīrīšanas iekārtas). Ir arī pierādījumi par metildzīvsudraba veidošanos skābekli saturošos okeāna virsējos slāņos, lai gan šī procesa mehānismi vēl nav līdz galam izprasti (Ksu-Kim et al. 2018).

Metildzīvsudraba būtiskākā ietekme uz vidi saistās ar tā bioakumulēšanos jeb uzkrāšanos zivju un citu organismu audos, kas atrodas barības piramīdas zemākajos līmeņos (Catalan et al. 2017; Čiulīne et al. 2020; Painter et al. 2015 u.c.; 1.2. attēls). Dzīvsudraba metilēšanos vidē ietekmē ievērojama organisko vielu uzkrāšanās dīķos, mitrājos un citās ūdenstilpēs ar mazkustīgu ūdeni. Organisko vielu pieejamība veicina pastiprinātu mikrobioloģisko aktivitāti šajās ūdenstilpēs, un tas veicina dzīvsudraba metilēšanās procesus un tā pieejamības palielināšanos vidē (Painter et al. 2015). Ūdenstilpēs sastopamās baktērijas bieži ražo vairāk metildzīvsudraba, ja vidē ir mērens sulfātu daudzums un zems skābekļa līmenis – šādi apstākļi nodrošina optimālus apstākļus baktēriju vielmaiņas procesiem. Tāpat

dzīvsudrabs viegli saistās ar izšķīdušo organisko oglekli, kā rezultātā ar organisko oglekli bagātākās vietās metilēšanās procesi ir aktīvāki. Arī biotopos uz skābākām augsnēm dzīvsudraba metilēšanās apjoms ir palielināts (Evers 2018). Dzīvsudrabs, kas nokļuvis ūdenstecēs, parasti saistīts ar helātiem (organiski kompleksi savienojumi) vai daļiņām (gan izšķīdušais organiskais ogleklis, gan minerālu daļiņas). Tādējādi faktori, kas ietekmē izšķīdušā organiskā oglekļa un citu daļiņu mobilizāciju, ir arī galvenie dzīvsudraba pārnesi noteicošie faktori (Ksu-Kim et al. 2018). Aktīvāki metilēšanās procesi notiek mitrājos un ezeru sedimentos, kur šo teritoriju telpiskais apjoms ietekmē konkrētās ekosistēmas metilēšanās apjomu (Selin 2009). Metilēšanās veicināšanu ar organisko vielu klātbūtni vidē sauc par abiotisko metilāciju (Švāgere 2009).



1.2. attēls. Dzīvsudraba un tā formu procesi un aprite dabā (Mercury Aquatic Cycle, USGS)

Metildzīvsudraba veidošanās un tā bioakumulēšanās rezultātā barības ķēdē notiek kompleksi biogeoķīmiskie, fizikālie un ekoloģiskie procesi, kas rada atšķirības metildzīvsudraba izplatīšanās koncentrācijā dažādos reģionos (Hall et al. 2020). Faktori, kas nosaka metildzīvsudraba koncentrāciju zivīs, ir dzīvsudraba apjoms ūdenī un grunts nogulsnes, tāpat ūdens pH, redoks potenciāls (metālu ķīmiskā aktivitāte redoks reakcijās ūdens šķīdumos), zivju suga, tās vecums un lielums (Berlin et al. 2007). Metildzīvsudrabu var arī tieši pārnest uz ūdens augšējo slāni, izmantojot advekciju (gaisa masu pārnese horizontālā virzienā atmosfēras spiediena starpības dēļ) un difūziju no sedimentiem vai desorbcijas rezultātā no resuspendētiem sedimentiem. Ūdens virspusē tas var rasties arī no izšķīdušā un daļiņveida metildzīvsudraba avotiem, kas atrodas virs ūdens, bet, kad tas nokļūst ūdens slānī,

to var uzņemt pelagiskā barības ķēde. Nogulumos veidojies metildzīvsudrabs var iekļūt bentosa barības ķēdē tieši, kad bentosa fauna barojas sedimentos ar nogulsniem, pēc tam to uzņem plēsīgās zivis vai putni, kas no tās barojas (Chen 2014).

Labs bioakumulācijas piemērs ir austere, kuras svars ir 20 grammi. Diennaktī tā izfiltrē līdz 48 litriem ūdens, un rezultātā tās biokoncentrēšanās faktors (dzīvsudraba kā biotas piesārņotāja koncentrācijas attiecība pret tā koncentrāciju ūdens vidē) var sasniegt pat 640 000 reizi (Kļaviņš et al. 2004).

Dzīvsudrabs kā spēcīgs neirotoksīns var izraisīt fizioloģiskus un neiroloģiskus traucējumu savvaļas zīdītājiem un putniem, rezultējoties uzvedības un reproduktīvajos traucējumos un tādējādi ietekmējot dzīvnieku veselību un izdzīvošanu. Bioakumulēšanās un biomagnificēšanās rezultātā metildzīvsudraba koncentrācija ekosistēmās pieaug. Kad metildzīvsudrabs ir uzņemts organismā, tas no tā izdalās lēni. Trofiskās ķēdes augšgala plēsēju, kas pārtiek no bezmugurkaulniekiem un zivīm, audos metildzīvsudraba koncentrācija ir daudzkārt lielāka nekā ūdenī vai sedimentos, no kurienes barība tiek uzņemta.

Līdz ar to barības ķēdes augšgala plēsēju audos, kuri pārtiek no bezmugurkaulniekiem un zivīm, metildzīvsudraba koncentrācija var būt pat 10^6 un 10^7 pakāpē augstāka nekā ūdenī vai sedimentos, no kurienes šī barība tiek uzņemta (Engstrom 2007, Evers 2018). Daudzi putni, kas barībā izmanto zivis, ir efektīvi bioindikatoru, jo savā organismā koncentrē toksiskās vielas, tostarp metilēto dzīvsudrabu. Novērots, ka vielu deponēšanās vispirms notiek taukaudos (Kļaviņš et al. 2004).

Vasarā augstāka ūdens temperatūra un paaugstināta bioloģiskā aktivitāte lēni tekošos vai stāvošos ūdeņos var radīt vidi, kas palielina reducējošo baktēriju aktivitāti un papildus veicina metilēšanās procesus, savukārt aukstākā gadalaikā metilēšanās process palēninās (Kalvīte et al. 2021).

Jūras mērenā klimata joslā esošo barības ķēžu paraugu ņemšana Fandi līcī Kanādas piekrastē liecina, ka 98% barības ķēdes sastāvdaļu veido neorganiskas vielas fitoplanktona līmenī, bet makrozooplanktona līmenī šī proporcija samazinās līdz 50% vai pat mazāk. Pēc tam barības ķēdē sāk dominēt metildzīvsudraba biomagnifikācija (ar biomagnifikācijas faktoru $BMF > 1$, kas nozīmē, ka notiek ne tikai dzīvsudraba pārnese, bet arī biomagnificēšanās), sasniedzot augstākos trofiskos līmeņus Atlantijas okeānā esošajās ziemeļu tunzivīs (*Thunnus thynnus*), baltsānu delfīnos (*Lagenorhynchus acutus*) un haizivīs – jūras lapsās (*Alopias vulpinus*). Menas līča ziemeļu daļā dzīvsudraba biomagnifikācijas spēja barības ķēdē ir līdzīga tai, kas konstatēta tropu, subtropu, citu mērenā klimata un arktisko jūru ekozonā. Tas liecina, ka bioakumulāciju nosaka kopējas fizikāli ķīmiskās un trofiskās īpašības (Harding et al. 2018). Biomagnificēšanās procesu attīstībā nozīmīgs ir ne tikai fitoplanktons

vai augi, īpaši tie, kas satur daudz lipīdu, karotinoīdu vai terpēnu, bet arī tas, ka dzīvo organismu uzbūve kļūst sarežģītāka un izveidojas orgāni, kuros toksikanti spēj veiksmīgāk deponēties (Kļaviņš et al. 2004).

Iekļūstot organismu asinsritē, metildzīvsudrabs saistās ar sulfhidrilgrupām, īpaši ar cisteīna grupām. Metildzīvsudrabs izgulsnējas visā organismā, un pēc uzņemšanas tā koncentrācija asinīs un citās organisma daļās izlīdzinās aptuveni pēc četrām dienām. Metildzīvsudraba izplatīšanās perifērajos audos notiek caur vienu vai vairākiem transportētājiem, jo īpaši cisteīna transportētāju. Iespējams, kā transportētājs darbojas cisteīna sulfhidrilgrupa. Metildzīvsudrabs reaģē ar sulfhidrilgrupām visā organismā, tādējādi tas potenciāli kļūst par traucēkli jebkuras šūnas vai subšūnas struktūras darbībai. Dzīvsudraba iedarbība saistāma ar DNS transkripcijas traucējumiem un olbaltumvielu sintēzi, tostarp olbaltumvielu sintēzi smadzenēs. Dzīvsudraba koncentrācijai pieaugot, tiek iznīcinātas endoplazmas retikulas un ribosomas. Metildzīvsudraba ietekmē tiek bojāta centrālā nervu sistēma un citu orgānu subcelulārie elementi un mitohondriji. Tāpat tiek novērota nelabvēlīga ietekme uz hēma sintēzi, šūnu membrānas integritāti, brīvo radikāļu veidošanos, neiromediatoru darbības traucējumiem un nervu ekscitoksīnu stimulāciju, tādējādi tiek bojātas daudzas smadzeņu un perifēriskās nervu sistēmas daļas (Bernfof 2012).

Metildzīvsudrabs koncentrējas smadzenēs, aknās, nierēs, placentā un embrijos, īpaši embrija smadzenēs, kā arī perifērajos nervos un kaulu smadzenēs. Nogulsņējis metildzīvsudrabs lēnām demetilējas par neorganisko dzīvsudrabu (Bernfof 2012). Metildzīvsudrabs uz cilvēkiem izpaužas kā neirotoksikants, kas ietekmē augļa smadzeņu attīstību grūtniecības laikā un pēc piedzimšanas maziem bērniem. Cilvēki metildzīvsudrabu uzņem galvenokārt ar uzturu, īpaši tad, ja pārtikā tiek izmantotas plēsīgās zivis. Pēc Pasaules Veselības organizācijas datiem, Eiropā, patērējot zivju produkciju, dzīvsudraba koncentrācija ļoti reti sasniedz bīstamu apjomu, tomēr tā ietekme uz bērniem ir lielāka, un tie ir neaizsargātāki. Tiek lēsts, ka katru gadu visā Eiropā gandrīz trešdaļa visu jaundzimušo jeb 1,8 miljoni mazuļu piedzimst ar pārsniegtu droša metildzīvsudraba robežlīmeni. Iespējamā ietekme uz bērnu smadzeņu attīstību ir visa mūža garumā, kas izpaužas kognitīvu traucējumu veidā. Tādēļ grūtniecēm tiek rekomendēts izvairīties no lielo plēsīgo zivju patērišanas uzturā, lai samazinātu dzīvsudraba uzņemšanas risku (European Environment Agency 2019).

1.1.5. Dzīvsudraba izplatīšanās procesi

Dzīvsudrabs ekosistēmās var nonākt gan dabisku procesu rezultātā, gan cilvēka saimnieciskās darbības dēļ. Dabīgā veidā dzīvsudrabs vidē nonāk vulkānu izvirdumu un mežu un purvu ugunsgrēku rezultātā (Švāgere 2011). Cilvēka darbību rezultātā dzīvsudrabs dabas

ekosistēmās nonāk galvenokārt caur atmosfēru, kur tas nokļūst ar emisijām (Evers 2018). Emisijas no akmeņogļu kurtuvēm, spēkstacijām un sadedzināšanas iekārtām ir biežākais veids, kā dzīvsudrabs ar gaisa masām izplatās dabā (Evers 2018). Tomēr arī ūdens plūsmas būtiski ietekmē dzīvsudraba izplatību, piemēram, ar notekūdeņiem hlora ražošanas procesā un ūdenim noplūstot no atkritumu izgāztuvēm (Evers 2018). Arī derīgo izrakteņu ieguve, kalnrūpniecība un lauksaimniecība ietekmē dzīvsudraba pārvietošanos dabā un tā uzkrāšanos ūdenstilpēs (Hsu-Kim et al. 2018). Dzīvsudraba pārnese notiek arī tādu antropogēno ražošanas darbību rezultātā kā kūdras ieguve, cementa ražošana, atkritumu dedzināšana, kā arī no Pirmā un Otrā pasaules kara vēsturiskā piesārņojuma (Ābola et al. 2021).

Lai novērtētu dabīgo un antropogēno slodžu ietekmi uz dzīvsudraba izplatību, ir jāizvērtē sarežģītā atmosfēras, hidroloģisko, bioloģisko, ekoloģisko un ģeoķīmisko procesu kompleksā mijiedarbība, kas nosaka dzīvsudraba pārveidi vidē par metildzīvsudrabu. Atmosfērā dzīvsudrabs ir sastopams galvenokārt gāzveida elementārajā formā Hg^0 , kurai atmosfērā ir salīdzinoši ilga dzīvdzīve, un tas ļauj tam plaši izplatīties ar vēju. Hg^0 oksidēšanās atmosfērā ir noteicošais process, kas nosaka dzīvsudraba izgulsnēšanos uz zemes vai izplatīšanos ar ūdens pārnesei. Nogulsņējis dzīvsudrabs mēdz būt ļoti aktīvs, jo tas turpina savu pārveidošanās procesu, piemēram, fotoķīmiski reducējoties, inkorporējoties veģetācijā, veidojoties helātiem (jonu un molekulu savienošanas veids ar metāla joniem), lai atdalītu dabiskās organiskās daļiņas, un sorbējoties uz cietajām daļiņām (organiskajām vielām, minerāliem, mikroorganismiem). Dzīvsudrabs ūdenstecēs var nonākt arī augsnes ūdens noteces rezultātā no rūpnieciskiem punktveida avotiem. Arī piesārņotās augsnes remobilizācija un piesārņoto nogulumu atgriešana cirkulārajā sistēmā veicina dzīvsudraba izplatīšanos, iesaistoties tādiem procesiem kā atmosfēru vējiem, kultivējot augsni u.c. Dzīvsudrabs, kas nonāk ūdenstecēs, lielākoties ir stipri helātisks, dzīvsudrabam savienojoties ar dabiskajām organiskajām vielām vai saistoties ar, piemēram, minerāldaļiņām. Tādējādi organisko vielu daļiņu mobilizācija ir cieši saistīta ar dzīvsudraba pārnesei faktoriem (Ksu-Kim et al. 2018). Dzīvsudrabs turpina cirkulēt atmosfērā, okeānos un sauszemes sistēmā gadsimtiem vai tūkstošiem gadu, pirms tas atgriežas dziļūdens nogulumos (Selin 2009).

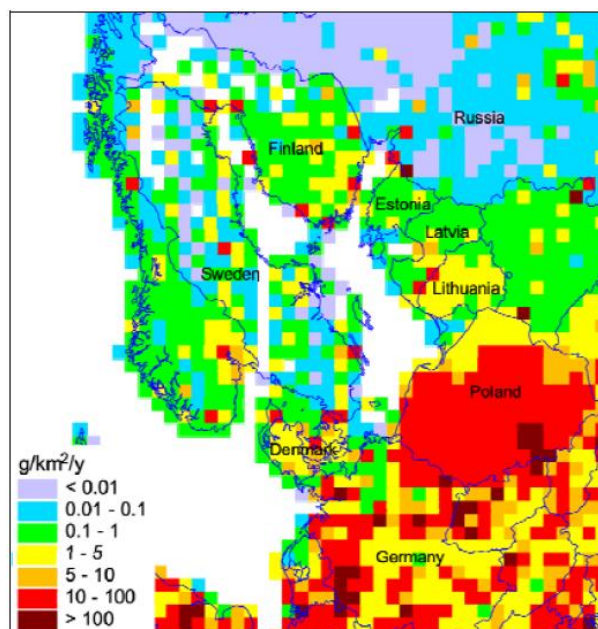
1.1.6. Iespējamie dzīvsudraba piesārņojuma avoti un tā pārnesei mehānismi

Pārnese atmosfērā. Atmosfēras pārnese ir galvenais dzīvsudraba emisiju pārnesei veids, savukārt sauszemes un okeāna procesiem ir svarīga nozīme dzīvsudraba transformācijas procesos sauszemes, saldūdens un jūras ekosistēmā un metildzīvsudraba veidošanā, kas ir galvenais dzīvsudraba iedarbības ceļš uz augstākajiem barības ķēdes posmiem, proti, zivju patērētājiem. Dzīvsudraba pārnesei atmosfērā un tā pārnesei uz ūdens

un sauszemes ekosistēmām laika un telpas mērogs galvenokārt atkarīgs no tā ķīmiskās un fizikālās formas. Pēc emitēšanās elementārais dzīvsudrabs Hg^0 var tikt pārnesti lielos attālumos, pirms tas tiek oksidēts un izvadīts no atmosfēras. Tas arī ir iemesls, kādēļ dzīvsudrabs ir sastopams tādās nomaļās vietās kā, piemēram, Arktika un Antarktika (Driscoll et al. 2013). Arktikā šobrīd novērots augsts dzīvsudraba līmenis biotā, un tas īpaši pakļauj riskam vietējos Arktikas pamatiedzīvotājus, kas zivis barībā izmanto kā tradicionālus pārtikas produktus (Selin 2009).

Pārnese ūdens vidē. Ja dzīvsudraba piesārņojums rodas no lokāli radītas piesārņojuma zonas, piemēram, rūpniecības emisijām, rūpnieciskajām iekārtām vai notekūdeņiem, tas var pārsniegt atmosfēras nosēdumu un dabīgo avotu radīto dzīvsudraba daudzumu, radot punktveida piesārņojumu vietas (Driscoll 2013). Tomēr teritorijās, kas atrodas tālu no šiem piesārņojuma avotiem, no atmosfēras emitētais dzīvsudrabs sasniedz saldūdens ekosistēmas ar tiešu izgulsnēšanos ezeros un mitrājos, kā arī ar noteci no augsnēm. Ūdens baseinos (upēs, ezeros, purvos u.tml.) un uz sauszemes dzīvsudrabs galvenokārt nokļūst dzīvsudraba divvērtīgā jona Hg^{2+} veidā. Tur tas var reducēties atpakaļ uz atomāro dzīvsudrabu Hg^0 , kas pēc tam var iztvaikot atpakaļ atmosfērā, vai arī neliela daļa var pārvērsties par metildzīvsudrabu (Selin 2009).

Fosilo izejvielu biomasas sadedzināšana. Lielākā daļa antropogēno dzīvsudraba emisiju rodas, sadedzinot fosilo kurināmo, īpaši ogles. Pēdējos gados šīs emisijas Amerikas Savienotajās Valstīs un Eiropā ir samazinājušās, bet strauji pieaug Āzijā (Selin 2009). Apvienoto Nāciju Organizācijas Vides programmas atskaitē par 2018. gadu minēts, ka fosilo izejvielu kurināšana un biomasas sadedzināšana radījusi 24% no kopā radītajām emisijām konkrētajā gadā (UNEP 2019). Piemēram, Ķīnā lielākais dzīvsudraba emisiju avots ir ogļu dedzināšana elektrostacijās un rūpnieciskajos katlos. Katru gadu no šīm iekārtām tiek emitēti aptuveni 250 tonnu dzīvsudraba jeb aptuveni puse no dzīvsudraba emisijām, kas atmosfērā veidojas no antropogēniem avotiem (Hu et al. 2016). No deviņām HELCOM valstīm vislielāko ieguldījumu dzīvsudraba emisiju pienesumam Baltijas jūras reģionā ir devušas Polija (6%) un Vācija (5%) (1.3. attēls). Polijas galvenie dzīvsudraba avoti ir derīgo izrakteņu sadedzināšana enerģētikas nozarē (54%), nerūpnieciskās sadedzināšanas iekārtas (24%), sadedzināšana apstrādes rūpniecībā (15%) un ražošanas procesi (6%). Vācijā par izdalītajām dzīvsudraba emisijām ir atbildīgas šīs pašas nozares, tikai citās proporcijās: derīgo izrakteņu sadedzināšana enerģētikas nozarē – 63%, ražošanas procesi – 22%, nerūpnieciskās sadedzināšanas iekārtas – 7% (Semeena et al. 2014). Polijas un Vācijas saražotās dzīvsudraba emisijas ar atmosfēras pārnesei varētu ietekmēt dzīvsudraba piesārņojumu Latvijas ūdenstilpēs.



1.3. attēls. Kopējās antropogēnās dzīvsudraba emisijas Baltijas jūras reģionā 2012. gadā (g/km²/gadā) (Semeena et al. 2014)

Mežu un purvu ugunsgrēki. Klimata pārmaiņas sāk būtiski ietekmēt ziemeļu (virs 50° ziemeļu platumā) mežus un mitrājus. Eiropā pieaugoša tendence ir šādiem faktoriem: augstāks ugunsbīstamības līmenis, ilgāks ugunsnedrošais periods, tā sauktie mega ugunsgrēki, kam ir strauja izplatība un kas ir ļoti intensīvi. 2020. gadā meža ugunsgrēki izteikti skāra Eiropas Natura 2000 aizsargājamās teritorijas, izdedzinot 136 331 ha, kas ir vairāk nekā vidēji pēdējo 9 gadu laikā (San-Miguel-Ayanz et al. 2021).

Tie dzīvsudraba krājumi, kas līdz šim tika deponēti aukstās un mitrās augsnēs, pēdējos gados tiek pakļauti ugunsgrēkiem, kas var izraisīt lielu dzīvsudraba izdalīšanās apjomu atmosfērā. Lai gan boreālie mitrāji ir vietas, kur dzīvsudrabs uzkrājas un metilējas, drīzumā tie varētu kļūt par lielākajiem dzīvsudraba emitētājiem atmosfērā. Pētījumā, kas veikts Kanādas rietumos, aplēstās dzīvsudraba emisijas veģetācijā un augsnē kūdras purvos un mežainās augstienēs bija 15 reizī lielākas par aplēsēm, kurās nav ņemts vērā kūdras augsnēs uzkrātais dzīvsudrabs. Klimata pārmaiņu dēļ notiekošais un prognozētais boreālo purvu ugunsgrēku aktivitātes pieaugums palielinās dzīvsudraba emisijas atmosfērā, veicinot globālā dzīvsudraba cikla antropogēnās izmaiņas un pastiprinot dzīvsudraba toksiskumu ziemeļu puses pārtikas ķēdēs. Pētījumā, kas veikts Kanādā, no dažādiem mitrājiem ievāktie augsnes paraugi apliecina, ka dzīvsudraba krājumi boreālo kūdrāju augsnēs ir vairāk nekā 10 reizes lielāki nekā mežu augsnēs. Uzkrātās vērtības ir 20–450 μg Hg m⁻² gadā. Pieņemot, ka vidējais uzkrātais dzīvsudraba līmenis ir 200 μg Hg m⁻² gadā un ka boreālie kūdrāji ir 285 miljoni hektāru, kūdras purvi varētu būt uzkrājuši līdz 770 tonnām dzīvsudraba gadā, kas

atbilst ap 20–40% cilvēces emitētā dzīvsudraba gadā. Ar ugunsgrēkiem saistītās vērtības egļu un parasto priežu mežos bija vidēji 0,15 mg Hg m⁻², kas ir mazāk nekā kūdrājos (Turetsky et al. 2006).

Dzīvsudrabs arī izdalās atmosfērā, sadegot organiskajām vielām, ar kurām tas ir saistīts. Dzīvsudraba emisiju pieaugumu biomasas dedzināšanas procesā daļēji pierāda atmosfēras mērījumi, kuros dzīvsudrabs ir izmērīts atmosfēras virpuļos, kas rodas degšanas vietās. Biomasas degšanā radītās emisijas tika aprēķinātas 670±330 megagrami gadā, no kurām 168±75 megagrami no kopējā daudzuma nāca no boreālajiem mežiem. Gados, kuros bija novērojami plaši mežu un purvāju ugunsgrēki, emisijas no boreālajiem mežiem un kūdras purviem svārstījās vairāk nekā par vienu kārtu starp zemas un augstas intensitātes gadiem. Augstas intensitātes gados emisiju apjoms bija gandrīz pielīdzināms Ziemeļamerikas rūpniecisko emisiju apjomam. Izmaiņas degšanas apjomos un citas ar klimatu saistītas izmaiņas, piemēram, kūdrāju izžušana, varētu mobilizēt ievērojamus dzīvsudraba apjomus, kas no augsnes pārvietojas atpakaļ atmosfērā (Selin 2009).

Kā apliecinājums tam, ka dzīvsudrabs no purva augsnēm atgriežas atmosfēras apritē, ir pētījums par Okefenoki purva (ASV) ugunsgrēku 2007. gadā, kurā tika salīdzināti dati par bezmugurkaulniekos atrodamo dzīvsudrabu skartajās un neskartajās purva platībās. Ugunsgrēka skartajās vietās tika konstatēta dzīvsudraba koncentrācijas samazināšanās spārēs un vēžos, kas varētu būt saistīts ar dzīvsudraba izdalīšanos no purvāja. Rezultātu analīzē tika secināts, ka dzīvsudraba koncentrācija nav prognozējama, bet var mainīties atkarībā no tā daudzuma pirms ugunsgrēka, ūdens līmeņa svārstībām un degšanas intensitātes (Beganyi et al. 2011).

Kūdras purvu izstrāde. Kūdras purvi ir galvenais metildzīvsudraba avots, kas piesārņo barības ķēdes ūdens tecēs lejpus tiem. Lielais dzīvsudraba apjoms kūdrājos var būt dzīvsudraba emisiju avots ilgāk nekā gadsimtu arī tad, ja deponēšana tiktu krasi samazināta. Zviedrijā veiktais pētījums Degerö Stormyr purvā apstiprina, ka kūdras purvi ir nozīmīgs metildzīvsudraba piesārņojuma avots, kas nokļūst ūdens barības ķēdēs ūdens plūsmu lejtecēs. Lielais dzīvsudraba daudzums kūdrājos, salīdzinot ar slapjo masveida nogulsnešanos un eksportu virszemes ūdeņu notecē, norāda, ka tajos dzīvsudrabs ir uzkrāts iepriekšējās dzīvsudraba izgulsnēšanās laikā no atmosfēras. Zviedrijas piemērs rāda, ka dzīvsudraba deponēšanās kūdrājos var būt tā piesārņojuma avots uz ilgu laiku. Pētījumā konstatēja, ka dzīvsudraba noplūde no purviem bija septiņas reizes lielāka nekā tā ieplūde ar ūdens straumēm un vairāk nekā divas reizes lielāka nekā nokrišņu nogulsnēšanās boreālajā kūdrājā. Ietekme uz dzīvsudraba izdalīšanos no purva ir iespējama ne tikai ar ūdens noplūdēm, bet arī tam izdaloties no purva izšķīdušā gāzveida formā. Zviedrijas Degerö Stormyr purva augstais

dzīvsudraba gada izkliedes līmenis var būt saistīts ar kūdras purva dziļumu. Vidējā dzīvsudraba koncentrācija 34 cm slānī bija 57 ± 8 ng g⁻¹ slapjas masas. Jo dziļāks kūdras līmenis, jo dzīvsudraba koncentrācija bija lielāka, sasniedzot maksimumu ap 110 ng g⁻¹. Tuvāk virskārtai dzīvsudraba daudzums samazinājās, un tas liecina par kūdras sadalīšanās pakāpi un virskārtā esošā dzīvsudraba lēnāku nogulsnešanās ātrumu. Tas savukārt varētu norādīt, ka kopējā dzīvsudraba koncentrācijas samazināšanās virszemes virzienā atspoguļo ne tikai kūdras sadalīšanās pakāpi un lēnākus dzīvsudraba nogulsnešanās tempus, bet arī pieaugošu dzīvsudraba izplūdi atmosfērā pēc apmēram 1985. gada (Osterwalder et al. 2017).

Arī Latvijas purvos ir konstatēts paaugstināts dzīvsudraba daudzums. Latvijā Dižajā Veikēnieku purvā, kas atrodas Saldus novada Lutriņu pagastā, tika veikts pētījums par tajā sastopamo dzīvsudraba daudzumu. Pētījuma ietvaros no purva tika izcelts kūdras paraugs, kas tika ņemts no virsmas līdz 120 cm dziļumam. Paraugs tika sadalīts piecās daļās: 0–25 cm, 25–52 cm, 52–75 cm, 75–98 cm un 98–118 cm, kas ietvēra arī agrīnā pēcledus laikmeta kūdras parauga daļu. Pirmajos mērījumos dzīvsudraba koncentrācija purvā bija no 55 ng/g līdz 190 ng/g. Augstākā koncentrācija ir pie virsmas – 190 ng/g, kā arī metra dziļumā (atbilst 1350 gadus vecam purva slānim) – vidēji 180 ng/g. Atkārtotos pētījumos dzīvsudraba koncentrācija samazinājās no 1,5 reizēm (metra dziļumā) līdz 6 reizēm (pie virsmas), kur šīs atšķirības tika skaidrotas ar zemāku pH līmeni dziļumā esošai kūdrai, kas sekmē dzīvsudraba koncentrācijas saglabāšanos (Švāgere 2009).

Latvijas mežzinātnes institūta “Silava” 2019. gada pētījuma sākotnējos datus konstatēja, ka pastāv sakarība starp paaugstinātu dzīvsudraba daudzumu un kūdras purviem. Pētījumā mērījumi tika veikti ūdenī un sedimentos. Rezultāti uzrādīja augstāku dzīvsudraba daudzumu uz ūdens virsmas ņemtajos paraugos meliorācijas grāvjos, savukārt nogulsnēs ņemtajos paraugos augstāks dzīvsudraba daudzums ir kūdras purvu notekgrāvjos (Bitenieks et al. 2019).

Šie pētījumi neizslēdz iespēju, ka dzīvsudraba piesārņojumu vidē rada arī kūdras izstrādes darbi, kas kūdras slānī deponēto dzīvsudrabu tā norakšanas laikā atbrīvo, un tas ar ūdensteču un lietūsūdeņu palīdzību pēcāk rada paaugstinātu piesārņojumu vidē.

Mežizstrāde. Vairāki pētījumi apliecina, ka mežu izciršana boreālo mežu reģionos veicina dzīvsudraba piesārņojuma pieaugumu augsnē un biotā (Porvari 2003; Wu et al. 2018; Kronberg et al 2016 u.c.). Iemesls, kādēļ tas notiek, saistīts ar parasti mitrākiem un siltākiem augsnes apstākļiem, kad tiek izcirsti koki un samazinās iztvaikošana, un ar lielāku sniega segas uzkrāšanos izcirstajās platībās. Meža izciršana palielina ūdens pieplūdi augsnē, samazinot evapotranspirāciju (process, kurā ūdens no zemes nokļūst atmosfērā, iztvaikojot no augsnes, augiem un citām virsmām). Tā rezultātā hidroloģiskie un bioģeoķīmiskie apstākļi

pēc mežu izciršanas var mainīties, un šī ietekme var saglabāties desmitiem gadu. Mežu izciršana maina gruntsūdens līmeni, kā rezultātā pēc meža izciršanas organiskajā augsnes virskārtā palielinās ūdens saturs. Tas savukārt stimulē dzīvsudraba metilējošās baktērijas (Kronberg et al. 2016). Rezultātā mežu izciršana veicina dzīvsudraba biopieejamību, palielinot tā metilēšanas procesus vidē, kurā ir mainījusies temperatūra, ir lielāka sezonālā ietekme un arī sēra pieejamība, ar ko dzīvsudrabs veido savienojumus. Vienlaikus paaugstināts izšķīdušā organiskā oglekļa līmenis strautu notecēs pēc meža izciršanas var palielināt metilētā dzīvsudraba pārnesei uz ūdens ekosistēmām tālāk pa straumi (Wu et al. 2018).

Galvenās rūpes, kas ietver mežsaimniecības ietekmi uz ūdens kvalitāti, saistītas ar oglekļa, barības vielu un dzīvsudraba koncentrācijas un noteces palielināšanos. Izšķīdušajam organiskajam ogleklim ir būtiska nozīme virszemes ūdeņu biogeoķīmijā un ekoloģijā, un tā pārnese no sauszemes uz ūdens ekosistēmām galvenokārt saistīta ar noteces un izšķīdušā organiskā oglekļa mobilizāciju no piekrastes augšējiem augsnes slāņiem. Eiropas un Ziemeļamerikas boreālo zonu un Baltijas jūras dienvidu un austrumu daļas zemieņu un viļņaino līdzenumu virszemes ūdeņos palielinās organiskā oglekļa koncentrācija un mainās ūdens krāsa. Šī tā sauktā ūdenstilpju brūnēšana var ietekmēt ūdens barības ķēdes struktūras, dzeramā ūdens attīrīšanas iespējas un mobilizēt piesārņojošās vielas un metālus, kas piesaistīti organiskajām molekulām. Ir konstatēts, ka zemes izmantošanas darbības, piemēram, mežu izciršana un kūdrāju nosusināšana, palielina izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrāciju un slodzi virszemes ūdeņos. Dati par vairākām citām meža apsaimniekošanas darbībām, tostarp tām, kuras saistītas ar augsnes traucējumiem, piemēram, grāvju tīkla uzturēšanu, kas Latvijā ir plaši izplatīta prakse, ir nepietiekami un bieži vien pretrunīgi (Kļaviņa et al. 2021).

Par mežu izciršanas korelāciju ar dzīvsudraba paaugstināšanos vidē liecina Zviedrijas Nacionālās vides monitoringa programmas ietvaros veikts pētījums, kurā tika analizēta dzīvsudraba koncentrācija asara (*P.fluviatilis*) muskuļu audos no pieciem ezeriem divus gadus pirms (2010.–2011. g.) un trīs gadus pēc (2013.–2015. g.) meža izciršanas (2012. gadā). Dzīvsudraba koncentrācija tika vērtēta kopā 1373 zivju paraugos no 19 ezeriem. Rezultātos konstatēja, ka pēc meža izciršanas apkārtnes ezeros bija vērojamas būtiskas dzīvsudraba koncentrācijas atšķirības no gada uz gadu un no ezera uz ezeru. Trīs gadus pēc mežu nociršanas tika konstatēts dzīvsudraba koncentrācijas pieaugums lielajās zivīs par 26% (Wu et al. 2018).

Citā pētījumā, kas arī veikts Zviedrijā, norādīts: lai arī kopējais dzīvsudraba uzkrājums augsnē nemainījās, metildzīvsudraba krājumi organiskajā augsnes virskārtā divus gadus pēc izciršanas palielinājās sešas reizes. Meža izciršanas rezultātā viļņainā reljefā,

kas atrodas virs senās Baltijas jūras pēcloduslaikmeta jūras robežas, masas attiecība starp metildzīvsudraba un izšķīdušā organiskā oglekļa svērto daudzumu straumes notecē palielinājās 1,8 reizes. Pētījumā secināja: ja meža izciršanas ietekme ilgst 10 gadus, tās rezultātā metildzīvsudraba noteces daudzums Zviedrijā palielinās par 12–20% un visā boreālajā zonā kopumā par 2%. Tika aprēķināts, ka Zviedrijā, kur meži tiek apsaimniekoti intensīvi, metildzīvsudrabs no kūdrājiem kopumā tiek izvadīts 37% un no meža augsnēm 56% apjomā. Mežu izciršana kopumā palielina dzīvsudraba daudzumu vidē vēl par 6,6% (Kronberg et al. 2016).

Somijā savukārt tika novērota kopējā dzīvsudraba un metildzīvsudraba izplūdes palielināšanās no neliela egļu meža sateces baseina (0,071 km²) pēc tā izciršanas un augsnes apstrādes. Tika pierādīts, ka meža atjaunošanas pasākumi var būt nozīmīgs papildu kopējā dzīvsudraba un metildzīvsudraba palielinājuma avots meža ezeros. Šie rezultāti apliecināja, ka meža izciršana un/vai augsnes apstrāde ievērojami palielina meža augsnē uzkrātā kopējā dzīvsudraba un metildzīvsudraba mobilitāti un tādējādi var būt nozīmīgs faktors, kas ietekmē kopējo dzīvsudraba apjoma palielinājumu boreālo saldūdeņu ekosistēmās (Porvari 2003).

Graudu kodināšana. Viens no bīstamākajiem veidiem, kā organismā var uzņemt dzīvsudraba, ir metālorganisko pesticīdu izmantošana lauksaimniecībā, kas izpaužas kā graudu kodināšana ar metildzīvsudraba un fenildzīvsudraba (Kļaviņš 2012). Padomju laikā no tā daudz cieta putni un dzīvnieki, kas barojās ar šīm sēklām, īpaši tad, ja tās tika izbērtas mežmalās, un šim savienojumam bija īpaši toksiska iedarbība uz plēsīgajiem putniem un dzīvniekiem.

1967. gadā veiktā pētījumā tika analizētas trīs fazānu un baložu kontrolgrupas – viena putnu grupa barojās ar metildzīvsudraba diciandiamīdā apstrādātiem labības sēklas graudiem, otra putnu grupa – etildzīvsudraba halogenīdā apstrādātiem labības sēklas graudiem, trešā – ar dezinfekcijas līdzekļiem, kas nesaturēja dzīvsudraba. Ar metil- un etildzīvsudraba apstrādātie graudi saturēja vidēji 16 mg/kg (atbilst 16 000 ng/g) dzīvsudraba. Rezultātā tika secināts, ka ar dzīvsudraba savienojumiem apstrādātie graudi, kas sējas laikā bija palikuši virs augsnes, rada ārkārtīgi augstu dzīvsudraba saturu gan kontrolētajos sēklējputnos, gan to plēsējos (Tejning 1967).

Arī Irākā 20. gadsimta 70. gados cilvēki tika pakļauti augstam dzīvsudraba līmenim, ēdot maizi, kas bija gatavota no graudiem, kuri bija apstrādāti ar dzīvsudraba saturošiem fungicīdiem. Ietekmētajiem cilvēkiem bija tādas veselības problēmas kā nejutīgums atsevišķās ķermeņa daļās, redzes, runas un dzirdes traucējumi. Pieaugušo cilvēku grupā reģistrēti arī letāli gadījumi, kā arī nopietnas neiroloģiska rakstura problēmas jaundzimušajiem (Selin 2009).

Šobrīd dažādu fungicīdu efektivitāte pret daudzām augu slimībām ir ievērojami augusi, un dzīvsudrabu saturoši pesticīdi ir aizliegti, līdz ar to ietekme uz vidi vairs nav tik izteikta, kāda tā bija pirms divdesmit gadiem, kad vēl tika izmantoti dzīvsudrabu saturoši preparāti. Tomēr iepriekš veiktā graudu kodināšana, visticamāk, ir atstājusi ietekmi uz pašreiz ūdens un biotas vidē pieejamā dzīvsudraba piesārņojuma pieejamību un apjomu.

Bebru uzpludinājumi. Būvējot aizsprostus, beбри pārveido aktīvas plūstošas ūdensteces posmus par dīķiem raksturīgām sistēmām. Tādējādi tiek radītas jaunas mitrāju platības un tiek izmainīti apstākļi bijušajos tekoša ūdens posmos un apkārtējos biotopos (Levanoni et al. 2015). Bebru uzpludinājumi ir viens no biotopu veidiem, kur novēroti aktīvi dzīvsudraba metilēšanās procesi (Čiuldiene et al. 2020; Levanoni et al. 2015; Painter et al. 2015). Tas notiek tādēļ, ka aizsprosti samazina ikgadējo vidējo ūdens caurplūdumu, palielina nokrišņu un organisko vielu aizturi, kā arī ietekmē ūdens temperatūru un skābekļa daudzumu tajos. Jaunuzbūvētajās bebru dambju sistēmās noārdās applūdusī veģetācija un nokaltušie koki, kas rada vidi ar samazinātu skābekļa daudzumu. Tas savukārt bebru uzpludinājumos veicina augstu potenciālu dzīvsudraba metilēšanās procesiem (Kalvīte et al. 2021). Parasti bebru uzpludinājumi tiek uzskatīti par mitrājiem, tomēr bebru dīķu ekosistēmas būtiski atšķiras no citām boreālo mitrāju ekosistēmām – uzpludinājumu atklātā ūdens daļa ir tieši pakļauta saules starojuma iedarbībai, to raksturo palēnināta ūdens caurplūde un intensīvāki sedimentācijas procesi. Bebru aizsprosti izraisa arī krasas izmaiņas upju hidroloģiskajā režīmā un ietekmē gruntsūdeņu plūsmu upju sistēmās, kas atšķirīgi var ietekmēt arī izšķīdušo organisko savienojumu sadalīšanās vai uzkrāšanās procesus šajos biotopos (Catalán et al. 2017).

Kvebekā (Kanāda), pētot 17 bebru uzpludinājumus, konstatēts, ka bebru dambjos, kas ir jaunāki par desmit gadiem un kas atrodas skujkoku mežos, ir visaugstākā metildzīvsudraba koncentrācija (0,10–4,53 ng l⁻¹), kuros dzīvsudraba metilēšanās notiek visbiežāk (diapazons 10–74% no pētāmajiem objektiem). Rezultātos konstatēja, ka metildzīvsudraba koncentrācija uzpludinājumu izplūdes vietās bija vidēji 1,6–5,8 reizes lielāka nekā to ieplūdes vietās. No 17 bebru dīķiem metildzīvsudraba koncentrācija izplūdes vietā nepalielinājās tikai vienā dīķī. Bebru uzpludinājumos un leņpus tiem pētītajās bezmugurkaulnieku un zivju sugās arī ir konstatēts paaugstināts metildzīvsudraba saturs. Tas ļauj pieņemt, ka paaugstināta metildzīvsudraba koncentrācija leņpus bebru aizsprostiem var radīt piesārņojuma risku visām ar ūdens ekosistēmām saistītajām sugām, kas savā barībā patērē bezmugurkaulniekus un zivis (Roy et al. 2009).

1.2. Dzīvsudraba ietekme uz savvaļas putniem

Dzīvsudraba piesārņojums negatīvi ietekmē putnu veselību, kondīciju, uzvedību un vairošanās produktivitāti. Tādējādi šie rādītāji padara putnus par noderīgiem bioindikatoriem dzīvsudraba monitoringa programmās (Ackerman et al. 2016). Līdz ar to analizēt ekosistēmās dzīvojošās radības un noteikt to organismos uzkrātās toksiskās vielas ir labākais veids, kā konstatēt vidē smago metdzīvsudraba piesārņojuma rādītājus (Durmus 2018). Putnu jutība pret izmaiņām dabā, tajā skaitā piesārņojumu, ļauj tiem ātrāk reaģēt pat uz niecīgākajām vides izmaiņām, kad tās pasliktinās, tajā skaitā piesārņojuma dēļ. Visbiežāk putni izvēlas šīs teritorijas pamest (Celik et al. 2021). Tomēr, neraugoties uz putnu mēģinājumiem pielāgoties, šobrīd visā pasaulē 14% putnu sugu ir apdraudētas (IUCN 2020) un aptuveni 1,9% šo sugu apdraud tieši antropogēnais piesārņojums, jo īpaši smagie metāli (BirdLife International 2018).

Vēsturiski uzmanību dzīvsudraba iedarbībai plēsīgo putnu organismā pievērsa Eiropā un Ziemeļamerikā 20. gs. 60. un 70. gados, kad lauksaimniecībā alkildzīvsudrabs tika izmantots kā fungicīds. Tas nonāvēja daudzus sēklēdājus putnus, kas barojās ar kodinātajām sēklām, un pakārtoti saindēja arī daudzus plēsējus. Alkildzīvsudrabu ieviesa ap 1940. gadu, bet, piemēram, Zviedrijā to aizliedza 1966. gadā. Šis piesārņojums galvenokārt ietekmēja ūdensputnus, bet fungicīdu lietošanas rezultātā daudz cieta un tika apdraudētas arī tādas sauszemes plēsēju sugas kā zvirbuļvanags (*Accipiter nisus*), peļu klijāns (*Buteo buteo*), purva piekūns (*Falco columbarius*) un lauku piekūns (*Falco tinnunculus*) (Henny et al. 2007). Smago metālu koncentrācija spalvās ir ne tikai atkarīga no uztura, bet arī no vides faktoriem – saskares ar augsni, ūdeni, atmosfēras piesārņojumu un nokrišņiem (Durmus 2018). Kad spalvas putnu mazuļos ir pilnībā attīstījušās un pārstāj augt, dzīvsudraba līmenis asinīs strauji pieaug. Sākoties spalvu maiņai pieaugušiem putniem, dzīvsudraba līmenis putnu asinīs atkal samazinās (Černova 2015).

Ar dzīvsudrabu piesārņoto savvaļas dzīvotņu skaits ir pakāpeniski palielinājies. Uzņemta piesārņojuma toksicitāte ir atkarīga no tā, vai dzīvsudraba savienojumi ir organiskā vai neorganiskā formā – tikai neliela daļa neorganiskā dzīvsudraba tiek absorbēta, bet organiskais dzīvsudrabs tiek absorbēts gandrīz pilnā apmērā. Neorganiskā dzīvsudraba biotiskās un abiotiskās metilēšanās rezultātā radies metildzīvsudrabs no ūdens uzkrājas zivīs un dzīvnieku organismos, kas ar tām barojas, ieskaitot putnus (Henny et al. 2007). Zivju mīkstajos audos uzkrāties metilētais dzīvsudrabs ir ļoti toksisks (Morita et al. 1998). Tas putniem izraisa imūnsistēmas un reproduktīvos traucējumus, ķermeņa masas zudumu, inkubācijas perioda pagarināšanos, nieru struktūras un funkcijas izmaiņas, maņu zudumu un

uzvedības traucējumus, ieskaitot koordinācijas problēmas, grūtības lidot un staigāt, var izraisīt paralīzi vai pat indivīda nāvi un rezultātā visas populācijas samazināšanos. Dzīvsudraba piesārņojums izraisa arī olu čaumalu biežuma samazināšanos, olu dēšanas kavēšanos un iedarbojas negatīvi uz olās esošo embriju attīstību (Celik et al. 2021).

Putnu monitoringa pētījumos ir iekļauti tādi analizējamie parametri kā putnu olas, aknas, nieres, nesadalītas asinis, kā arī spalvas. Tiklīdz putns sāk uzņemt paaugstinātu dzīvsudraba daudzumu uzturā, paaugstināts dzīvsudraba daudzums izgulsnējas putnu olās jau pēc dažām dienām. Tāpat tas tiek konstatēts arī asinīs un augošajās spalvās (Durmus 2018). Par to, ka putni izvada dzīvsudrabu no sava organisma ar spalvām, liecina pētījums, kurā balto gārņu (*Ardea alba*) mazuļi līdz 14 nedēļu vecumam saņēma ar metildzīvsudraba hlorīdu piesātinātas zivis 500 līdz 5000 ng/g. Augošajās spalvās noteiktais dzīvsudraba apjoms visprecīzāk atbilda uzņemtā metildzīvsudraba daudzumam. Visu grupu mazuļiem pēc deviņu nedēļu vecuma, kad to spalvas bija izaugušas, dzīvsudraba daudzums asinīs strauji pieauga. Līdz ar to tika secināts, ka dzīvsudraba akumulēšanās organismā apjoma ziņā norit šādā secībā: sākumā augošas skapulārās spalvas, tad dūnas, nobriedušas skapulārās spalvas, aknas, nieres, asinis, muskuļi, aizkuņģis, smadzenes, žults, visbeidzot tauki un acis (Spalding et al. 2000). Pētot cilvēka darbības ietekmi uz dzīvsudraba piesārņojuma līmeni jūrās un okeānos, tika salīdzināts dzīvsudraba apjoms jūras putnu spalvās no muzeju fondiem līdz 1931. gadam un pēc 1979. gada. Iegūtie rezultāti apstiprināja, ka dzīvsudraba apjoms ir pieaudzis 65–394% (jeb 1–4% gadā) piecās Ziemeļatlantijas jūras putnu sugās (DiFrancesco et al. 2002).

Smagie metāli uzkrājas arī putnu aknās, tiem mijiedarbojoties ar metālu saistvielām – olbaltumvielām. Olbaltumviela metalotioneīns, saistoties ar metāliem, caur asins plazmu nonāk nierēs un aknās. Mugurkaulniekiem tieši šajos orgānos parasti ir visaugstākā smago metālu koncentrācija (Celik et al. 2021).

Olu čaumalas savukārt ir vērtīgs analizējamais materiāls, jo tas ļauj ievākt datus par dzīvsudraba apjomu olā augušajā embrijā, kad tas ir jau izšķīlies, nekaitējot tā dzīvībai un veselībai (Peterson et al. 2017). Dzīvsudraba piesārņojuma daudzums putnu mātītes asinīs ir cieši saistīts ar dzīvsudraba koncentrāciju izdētajās olās (Ackerman et al. 2016). Veicot mērījumus ar putnu olu paraugiem, ir jāņem vērā, ka olu saturā, tajā skaitā to membrānā, dzīvsudrabs ir ievērojami lielākā apjomā nekā olu čaumalā (Ābola et al. 2021). Vairākos pētījumos iegūtie dati uzrādīja, ka 500–6000 ng/g dzīvsudraba olās korelē ar samazinātu olu svaru un nepareizu formu, pazeminātiem šķīlšanās rezultātiem, kā arī izmainītu uzvedību dažādām putnu sugām. Dažām sugām samazināti šķīlšanās rezultāti tika novēroti, ja dzīvsudraba daudzums spalvās bija 5000–10 000 ng/g, kamēr citām sugām ar sliktākām vairošanās sekmēm tika saistīti 40 000–70 000 ng/g spalvās (Zuber et al. 2011).

Salīdzinoši efektīva metode biomonitoringa mērījumiem ir putnu mėslu ievākšana, kas parāda pārmaiņas ekosistēmu piesārņojumā gadījumos, ja vides kvalitāte ekosistēmās ir izmainījies. Salīdzinot – dzīvo organismu audu izmantošana pētījumos var būt apgrūtināta gan tādēļ, ka to ierobežo dažādi noteikumi par savvaļas dzīvnieku aizsardzību, gan tādēļ, ka to ievākšana ir sarežģīta un traucējoša sugas reproduktīvajiem procesiem. Tādējādi dzīvsudraba analīzes fekālijās ir labs bioindikācijas veids, lai novērtētu piesārņojuma līmeni vidē. Viens no pirmajiem pētījumiem, kurā prezentēti dati par dzīvsudraba sastopamību un apjomu putnu mėslas, ir Arzeva līcī, Alžīrijā, veiktie mērījumi (Bouchentouf 2013). Kopumā tika analizēti desmit jūras putnu mėslu paraugi, kas apliecināja vidē sastopamu dzīvsudraba piesārņojumu (227 ± 5 ng/g). Tika secināts, ka ekskrementu piesārņojums ir saistīts ar dzīvsudraba bioakumulāciju jūras putnu organismā un tā pārnesi ar barības ķēdes starpniecību, ļaujot noprast, ka piesārņojums uzņemts ar jūras produktiem (Bouchentouf 2013). Arī Spānijā (Pontevedra piekraste, Galisija) veiktais pētījums apliecināja, ka datus par dzīvsudraba apjomu vidē var iegūt, analizējot mėslu paraugus, kā arī augsni, kas uzņem dzīvsudrabu no mėslas. Pētījums tika veikts teritorijā ap hlora sārnu rūpnīcu. Tika vērtēti Kaspijas kaijas (*Larus cachinnans*) ekskrementi, kuros dzīvsudraba līmenis bija augstāks nekā citās ostas vietās. Arī augsnē piesārņojums bija ievērojami augstāks nekā kontroles zonā, un tas apliecināja, ka Kaspijas kaiju mėslas rada piesārņojumu arī augsnē, kur atrodas to ligzdošanas vietas, kas turklāt ir atkarīgs no kaiju blīvuma uz klints radzēm un mazuļu audzēšanas laika – vidēji 122 dienas (Otero et al. 2000).

Ievērojams pētījums par dzīvsudraba piesārņojumu putnos ir veikts ASV (Ackerman et al. 2016). Tajā tika analizēti materiāli no 225 dažādām putnu sugām, dzīvsudraba koncentrāciju kopumā mērot 29 219 paraugos. Visvairāk dzīvsudraba koncentrācijas mērījumi tika veikti olu paraugos (69% visu analizējamo paraugu). Dzīvsudraba koncentrācija tika mērīta arī asinīs (16%), aknās (7%), spalvās (3%), nierēs (3%) un muskuļos (2%). Zivjēdājiem un plēsējiem bija vislielākā, bet zālēdājiem un graudēdājiem bija viszemākā dzīvsudraba koncentrācija asinīs (Ackerman et al. 2016). Tas saskan arī ar citiem pētījumiem (Evers 2018), ka augstāko barības ķēžu līmeņu putnos dzīvsudraba koncentrācija bieži vien ir augstāka metildzīvsudraba biomagnificēšanās īpašību dēļ. Pētījumos arī ir novērots, ka indivīdos paaugstināts dzīvsudraba līmenis reproduktīvajā vecumā ir augstāks nekā jauniem putniem – piemēram, paugurknābja gulbjos (*Cygnus olor*) asinīs audos veiktie mērījumi uzrādīja būtiskas atšķirības starp pieaugušajiem un jaunajiem putniem (Celik et al. 2021).

Arī Turcijā ir veikts līdzīgs pētījums, kurā tika analizēti 102 spalvu paraugi no 22 putnu sugām. Pētījuma dati tika ņemti no Vanas ezera baseina ūdens un sauszemes ekosistēmas pastāvīgi apdzīvojošām un migrējošām sugām (Durmus 2018). Rezultāti atklāja,

ka visaugstākā dzīvsudraba koncentrācija bija ķīķim (*Pernis apivorus*) (2700 ng/g), bārdainajam grifam (*Gypaetus barbatus*) (450 ng/g), garkāju klijanam (*Buteo rufinus*) (280 ng/g) un zivju gārnim (*Ardea cinerea*) (220 ng/g). Barības ķēdes augšgalā esošajām plēsīgo vanagu, piekūnu un pūču (Accipitridae, Falconidae un Strigidae) dzimtas īpatņiem vidējā dzīvsudraba koncentrācija bija vairāk nekā 2,5 reizes augstāka (vidēji 178 ng/g) nekā pārējām pētītajām sugām (vidēji 80 ng/g) (Durmus 2018).

Neiroloģiskās izmaiņas, kas rada vājumu, pārvietošanās, lidošanas un koordinācijas problēmas, tikušas novērotas, ja dzīvsudraba daudzums aknās ir 30 000 ng/g (Wentz et al. 2014). Fazāniem (*Phasianus colchicus*) un meža pīlēm (*Anas platyrhynchos*) 2 000–12 000 ng/g dzīvsudraba koncentrācijas lielums aknās bija saistīts ar samazinātu olu šķīlšanos (Wentz et al. 2014). Nebrīvē turētiem sarkanastes klijaņiem (*Buteo jamaicensis*) izbarojot ar metildzīvsudrabu piesārņotu cāļu gaļu, kas saturēja 10 000 ng/g dzīvsudraba, tie pēc mēneša nomira no neirotoksicitātes ietekmes. Klijaņu aknās pēc nāves konstatēja 20 000 ng/g lielu dzīvsudraba daudzumu. Arī vistu vanagu mazuļi, kas tika baroti ar 13 000 ng/g lielu dzīvsudraba apjomu, nomira 30–45 dienu laikā (Zuber et al. 2011).

Deviņdesmito gadu vidū veiktie pētījumi apstiprināja, ka metildzīvsudraba koncentrācija 100–500 ng/g (mitrajā svarā) ir tuvu letālai iedarbībai vai ir letāla zivīm. Tomēr jaunākie pētījumi norāda, ka, sasniedzot koncentrāciju 30 ng/g visā ķermenī, bet muskuļu audos 50 ng/g, tā apdraud zivju vairošanos, embriju attīstību, maina bioķīmiskos procesus organismā, kā arī izraisa šūnu un audu bojājumus. Paaugstināta metildzīvsudraba ietekme putniem izraisa hormonālas izmaiņas, motorisko prasmju traucējumus un samazina vairošanās spējas, tādēļ, piemēram, polārajai gārgalei (*Gavia immer*) ietekmējošā deva ir 300 ng/g (Driscoll 2013). Līdz ar zivjēdājiem paaugstinātas dzīvsudraba vērtības ir konstatētas arī dziedātājputniem un sikspārņiem, kas pārtiek no kukaiņiem, īpaši tiem, kas saistīti ar mitrāju biotopiem. Vienam no tādiem – Karolīnas ceplītim (*Thryothorus ludovicianus*) – metildzīvsudraba piesārņojums ietekmēja tā ligzdošanas sekmes. Putna spēja izperēt vismaz vienu pēcnācēju samazinājās, ja mātītēm dzīvsudraba līmenis asinīs bija 70 ng/g 10% kopumā vērtēto gadījumu. 20% neveiksmju bija, ja dzīvsudraba līmenis asinīs sasniedza 120 ng/g, un 30% ligzdošana bija nesekmīga, ja dzīvsudraba līmenis asinīs bija 170 ng/g (Driscoll 2013).

Pētījumā ar balto gārņu mazuļiem varēja novērot, ka ar barību uzņemts metildzīvsudrabs samazināja putnu apetīti un izsauca sliktus augšanas rādītājus. Dotā metildzīvsudraba deva (500–5000 ng/g) bija līdzīga tai, ko tie var saņemt savvaļā (Evergleidas purvos ASV), kas putnu mazuļiem izraisīja anēmiju, nepareizu spalvu attīstību, neiroloģiskas izmaiņas un imūnsistēmas traucējumus. Augstākās devas izraisīja ataksiju, smagas hematoloģiskas, neiroloģiskas un histoloģiskas izmaiņas. Tika secināts, ka putni

savvaļā iet bojā arī tad, ja metildzīvudraba piesārņojums ir mazāks, ko varētu ietekmēt papildus stresa apstākļi, ar kuriem putni saskaras (Spalding et al. 2000).

1.3. Melnais stārķis kā dzīvudraba piesārņojuma izpētes objekts

Melnais stārķis Latvijā ir viena no nedaudzajām ekoloģiskās barības ķēdes augšgalā esošajām putnu sugām, kur ir sagaidāma lielāka piesārņojošo vielu klātbūtne nekā daudzos citos zemāk esošajos barošanās posmu organismos. Īpaši tas attiecas uz piesārņojumu, kas bioakumulējas zivīs, jo melnais stārķis lielākoties ir zivjēdājs (Strazds 2005). Turklāt šī suga ir ilgstoši pētīta, un ir pieejams analizējams materiāls (olu čaumalas), kas ļauj izsekot piesārņojuma pārmaiņām laikā. Latvijā melnais stārķis ir apdraudēta suga. Visi sugas skaita samazināšanos izraisīšie iemesli nav zināmi (Ķerus et al. 2021), un dzīvudraba piesārņojums var būt viens no tiem.

1.3.1. Melnā stārķa raksturojums

Melnais stārķis ir Ciconiidae dzimtas bridējputns, kas ietilpst Ciconiiformes putnu kārtā, kurā līdz ar stārķveidīgajiem ir arī gārņu (Ardeinae) apakšdzimta, karošknābju un ibisu (Threskiornithidae), tupeļknābju (Balaenicipitidae) un āmurgalvju (Scopidae) dzimta (BirdLife International 2012. *Ciconia nigra*. n.d.).

Pieaugšais melnais stārķis ir 95–100 cm garš ar garām kājām un garu kaklu (1.4. attēls). Ķermeņa garums tam ir tikai puse no tā kopējā garuma. Lidojumā šis putns lido ar izstieptu kaklu un spārnu plētumu 145–155 cm. Apspalvojums tam ir tumši brūns, kas izskatās kā melns, ar metāliski zaļganu un bronzas krāsas spīdumu uz kakla un muguras, bet krūšu lejasgals, vēders, zemastes un paduses spalvas ir baltas. Sejas daļa ir neapspalvota, knābis un kājas pieaugušam putnam ir tumši sarkanas. Tēviņi ir līdzīgi mātītēm, un tiem atšķirīgu sezonālu apspalvojuma izmaiņu nav. Jaunie putni to pirmajā dzīves gadā ir brūni, bez metāliskā spīduma, knābis, kājas un sejas neapspalvotā daļa ir pelēkzaļa. Pieaugušo putnu tērpu jaunuļi iegūst pilnu divu gadu vecumā. Spalvu maiņa pieaugušajiem putniem notiek pakāpeniski reizi gadā – sākoties maijā/jūnijā un turpinoties līdz pat ziemai. Pieaugušie putni sver ap 3 kg, bet jaunie putni ir 2,4–2,5 kg smagi (Strazds 2005). Seksuālo briedumu melnie stārķi sasniedz trīs kalendāro gadu vecumā, šajā laikā tie arī sāk ligzdot (Hancock et al. 1992). Melnie stārķi ir ilgdzīvojoša suga, kas savvaļā var sasniegt 26 gadu vecumu, bet nebrīvē 34 gadus (Strazds 2015).



1.4. attēls. Melno stārķu pāris ligzdā (Lediņš 2021)

Melnais stārķis ir piesardzīga suga ar slēptu dzīvesveidu, kas pieskaitāma pie tā sauktajām lietussarga sugām – aizsargājot vienu sugu, tiek aizsargātas daudzas citas dzīvnieku, augu un sēņu sugas, jo sugas aizsardzības statuss kā lietussargs pārklāj pārējās sugas, nodrošinot tām mierīgu eksistenci. Melnajam stārķim ir raksturīgas līdzīgas prasības pēc biotopiem kā daudzām citām apdraudētām sugām – liels barošanās areāls prioritārās teritorijās, selektīva barības izlase, prasības pēc klusām un netraucētām ligzdošanas vietām (Moreno-Opo et al. 2011). Melnā stārķa ligzdvieta atrodas galvenokārt vecās mežaudzēs, atrodot tām kokus ar lielu caurmēru un labi attīstītu vainagu. Visbiežāk izmantotie ligzdošanas koki bija lielākie un stiprākie mežaudzē, kurā tos varēja atrast, piemēram, tādi kā ozoli. Vecie meži ir raksturīga vieta, kur atrodamas dažādas reti sastopamas sugas, kurām nav piemērotas jaunaudzēs vai intensīvi apsaimniekotas mežu monokultūras, tostarp putni, kuriem nepieciešami koki ar lielu koku vainagu, kas spēj noturēt to lielās ligzdas (Banas et al. 2019).

Šie putni ir izveicīgi lidotāji, kas spēj viegli manevrēt pat biežā mežā starp zariem, tādēļ tie var brīvi izvēlēties vecus, neapsaimniekotus mežus, kas ir to tipiskākās dzīvotnes Eiropā. Svarīgi, lai izvēlēta ligzdvieta atrastos upju, strautu, upju deltu vai citu mitrāju tuvumā, starp kuriem ir arī palieņu meži. Melnais stārķis nav piesaistīts konkrētiem mežu tipiem – tas ligzdo gan lapu koku, gan skujkoku, gan jauktu tipu mežos. Svarīgi ir, lai šajos mežos ir augsti koki, lai meži ir gaismas bagāti, lai tie ir nabadzīgi ar krūmāju veģetāciju un lai ligzdvieta atrodas tālu no cilvēku apdzīvotām vietām (Tamas 2012). Igaunijā melnie stārķi dod priekšroku mežainākām ainavām, bet Lietuvā ir secināts, ka tur šie putni apdzīvo mazāk blīvus mežus, kas varētu būt saistīts ar to, ka pie izplatības areāla ziemeļaustrumu

robežas Igaunijā tie, iespējams, ir izvēlīgāki attiecībā uz tiem raksturīgo ligzdošanas biotopu. Izvēle par labu meža biezokņiem varētu būt priekšrocība barošanās biotopa ziņā, kas vienlaikus ļauj izvairīties no traucējumiem, jo attālumam no melnā stārķa ligzdas koka līdz meža malai vai tuvākajai viensētai bija izteikta saistība ar hidrogrāfiskā tīkla blīvumu. Barības meklējumi un gari pārlidojumi lielās platībās varētu būt maksa, ko stārķis dod par iespēju ligzdot mazāk traucētās vietās (Treinys et al. 2009).

Melnie stārķi ligzdu parasti būvē vecu koku vainaga apakšējā daļā, un par veco koku nozīmīgumu liecina ligzdas koku vecuma noteikšana – izmērot kopā 61 priedi, to vidējais vecums ir bijis 207,1 gads (Strazds 2005). Ja ir izvēle, tie labprātāk dod priekšroku ozoliem, kuros atrodas vidēji ap 30% zināmo ligzdu Latvijā (Strazds 2005). Ligzdas vietas izvēle ir putnu kompromiss starp iespēju to uzbūvēt uz pietiekami resniem un piemēroti novietotiem zariem, starp iespējām ligzdai piekļūt pielidojot un starp ligzdas drošību pret postījumiem. Melnā stārķa dabīgie ienaidnieki ir meža cauna, retāk lūsis, kā arī plēsīgie putni – jūras ērglis, vistu vanags, ūpis. Lielākoties ligzdu postījumi notiek laikā, kad tajās jaunie putni atrodas vieni, bez vecākiem. Postījumi, visticamāk, ir galvenais aspekts, kādēļ stārķi cenšas būvēt ligzdas uz zariem, nost no stumbra, tā mazinot caunu un lūšu piekļūšanas iespējas ligzdai. Stumbru žāklēs un turpat pie stumbra novietotās ligzdas ir daudz vairāk pakļautas postījumiem, turpretī attālāk no stumbra novietotās ligzdas daudz biežāk iet bojā nokrītot, kas parasti notiek ziemā, kad ligzdas svaram klāt nāk arī sniega segas svars. Lielākā zināmā ligzda pārsniedz 1000 kg smagumu (Strazds 2005). Drīz pēc ierašanās ligzdošanas vietās, kas parasti ir no marta vidus līdz aprīļa pirmajai pusei, melnie stārķi savā izvēlētajā vairošanās vietā izdēj trīs līdz piecas olas. To mazuļi izšķīloties ir altriciāli jeb piedzimst neizveidojušies, un tiem nepieciešama vecāku aprūpe. Mazuļi dzimst ar dažu dienu starpību pēc aptuveni 35 inkubācijas dienām (Kaminski 2018).

Melnais stārķis ir gājputns, kas ziemo tropu Āfrikā un Āzijā atkarībā no tā ligzdošanas vietas. Latvijā ligzdojošie melnie stārķi izmanto divus galvenos migrācijas maršrutus, lai ziemotu Āfrikā: rietumu maršrutu pāri Gibraltāram uz Rietumāfriku vai austrumu maršrutu pāri Bosfora šaurumam un Izraēlai uz Centrālo vai Austrumāfriku. Melno stārķu migrācijas paradumus var palīdzēt saprast Čehijā veikts pētījums, kur ar raidītāju tika izsekoti vienas ligzdas cāļi, kuri, lidojot uz ziemošanas vietām, izmantoja dažādus migrācijas maršrutus. Pētījumā atklāja, ka viens 2007. gadā šķīlies putns dzimšanas gadā izmantoja rietumu migrācijas maršrutu, bet 2009. gadā tas izmantoja austrumu maršrutu. Tika secināts, ka melnie stārķi, kas vecāki par vienu gadu un kuriem ir iepriekšējā migrēšanas pieredze, var veiksmīgāk izvēlēties rudens migrācijas virzienu, kam, iespējams, var sekot līdzī arī nepieredzējušie melno stārķu mazuļi (Literak 2017). Stārķu vidējais migrācijas attālums ir ap

6000 km vienā virzienā, ko tie paveic vidēji 20 dienās (17–42 dienas), no kurām aptuveni 5 dienas tie pavada atpūtā, barojoties pa ceļam sastopamajās barošanās vietās (Strazds 2005).

Melnais stārķis ir tramīgs, vientulību mīlošs, mežos dzīvojošs putns, kas atzīts par aizsargājamu sugu (Birdlife International 2015). Tās populācija Eiropā 20. gadsimta pirmajā pusē būtiski samazinājās. Pašlaik šo sugu aizsargā Eiropas Savienības Putnu direktīva, kā arī Bernes un Bonnas konvencija un Konvencija par starptautisko tirdzniecību ar apdraudētajām savvaļas dzīvnieku un augu sugām (Birdlife International 2015).

No 20. gs. 40. gadiem līdz 80. gadu vidum melno stārķu populācijas skaits Latvijā būtiski pieauga, sasniedzot vairāk nekā 1000 pāru. Šādu skaita pieaugumu nodrošināja labvēlīgi apstākļi, ko veidoja ekstensīvi īstenoti mežu meliorācijas pasākumi, kā arī bebru populācijas pieaugums, relatīvi zema mežu apsaimniekošanas intensitāte un ligzdošanas vietu aizsardzības pasākumi (Strazds 2005). Kopš 20. gs. 90. gadu sākuma melno stārķu skaits ir dramatiski krities, jo palielinājās mežsaimnieciskā darbība, taču likumu aktu izmaiņas nesekoja. Rezultātā no 208 mikroliegumiem 1990. gadā aizsargātās platības bija samazinājušās līdz 146 mikroliegumiem 1995. gadā. Tāpat stārķu populācijas samazinājumu ietekmēja arī plēsēju skaita palielināšanās. Rezultātā ap 1996. gadu Latvijā bija 750–900 pāri, 2000.–2004. gadā: 500–700 pāri (Strazds 2011), 2008.–2012. gadā: 180–240 pāri (European Environmental Agency 2020), bet 2013.–2017. gadā tie ir vairs tikai 85–140 pāri (European Environmental Agency 2020; 1.2. tabula).

1.2. tabula. Melno stārķu populācijas dinamika Latvijā no 1940. līdz 2017. gadam (Strazds 2005, Strazds 2011, European Environmental Agency 2020)

<i>Periods (gadi)</i>	<i>Skaitis (pāri)</i>
1940.–1980.	>1000
1996.	750–900
2000.–2004.	500–700
2008.–2012.	180–240
2013.–2017.	85–140

Kā sugas samazināšanās cēloņi tiek minēti mežsaimniecības intensitātes palielināšanās (Strazds 2015), piemērotu ligzdošanas un barošanās biotopu iznīcināšana (Banas et al. 2019), intensīva meliorācijas sistēmu ieviešana (Strazds 2015), plēsēju, īpaši jūras ērgļa, uzbrukumi (Strazds 2011), un pēdējā laikā tiek pieminēts arī piesārņojums ar ķīmiskajām vielām (Strazds 2015, Kucharska et al. 2021).

1.3.2. Melnā stārķa barošanās biotopi

Melnā stārķa sugas īpatnības ir saistītas ar sarežģītām un specifiskām prasībām attiecībā uz to barošanās areālu, kam jābūt plašam tā prioritārajās teritorijās. Tas kā lietussarga suga ir jutīgs barošanās un ligzdošanas vietu izvēlē un mitinās vietās, kas raksturīgas citām endēmiskām un apdraudētām sugām. Melnais stārķis ir jutīgs pret biotopu izmaiņām, īpaši tām, kas radušās cilvēka darbības traucējumu dēļ (Moreno-Opo et al. 2011).

Melnais stārķis barību iegūst, brienot pa dažāda veida biotopiem: klajumi mežos, pļavas, stigas, grāvji, dīķi, upes u.c. No vairāk nekā 80% visu novērojumu galvenās barošanās vietas ir dažāda veida ūdens biotopi (Strazds 1993), piemēram, mierīgi strauti un upju posmi, dabīgi vai mākslīgi dīķi un ūdensteču deltas. Melnajam stārķim ir svarīgi, lai tā apmeklētie ūdens biotopi ir ar sekliem krastiem, atrodas līdzenās teritorijās un ir ar lielu zivju un abinieku daudzumu (Moreno-Opo et al. 2011).

Ja barība ir pieejama, melnais stārķis ligzdošanas laikā barojas lielākoties ligzdas apkaimē, taču putni pēc barības var lidot desmitiem kilometru attālumā no ligzdas (1.5. attēls). Lielākā daļa lidojumu pēc barības ar raidītāju aprīkotajam melnajam stārķim Aivo bija vairāk nekā 10 km attālu, bet, kad jaunie putni bija jau gandrīz pieauguši, daļa barības meklējumu pārsniedza 20 km attālumu no ligzdas. Igaunijā fiksēts, ka barošanās lidojumi melnajam stārķim ir vēl lielāki – vairāk nekā 40 km gari (Strazds 2021a).



1.5. attēls. Vairāki melnie stārķi barības meklējumos (fotoslazds pie barotavas, Strazds 2017)

Savus mazuļus baro abi melno stārķu vecāki. Pirmajā nedēļā pēc izšķilšanās mazuļi tiek baroti 5–6 reizes dienā ar maza izmēra barību, kur porcija svārstās ap 120–130 g uz

mazuli. No divu nedēļu vecuma vecāki mazuļus baro 4–5 reizes dienā, bet pēc 7 nedēļu vecuma līdz ligzdas izvešanai mazuļus baro trīs reizes dienā, atnesot katram mazulim 340–380 g barības (Strazds 2005).

Melnā stārķa pamatbarību veido līdz 25 cm garas saldūdens zivis, ko stārķis ķer dažādos seklūdeņos, kuros tas var iebrist, ņemot vērā tā kāju garumu apmēram 45 cm (M. Strazda mutisks ziņojums), kā arī dažādi abinieki, čūskas un kukaiņi. Putns barojas, galvenokārt lēni brienot pa ūdeni, lielākoties vienatnē vai reizēm nelielās grupās. Ūdenstilpēs ar spoguļgludu virsmu tas var baroties ar izplestiem spārniem, tā noēnojot ūdeni vai mazinot spoguļošanas efektu. Ūdenstilpēs, kas nav caurredzamas, putns var baroties, paļaujoties uz tausti (Strazds 2005).

Latvijā šīs sugas galvenie barošanās interešu objekti ir grāvji, netaisnotas upītes, iztaisnotas upes, pļavas, ganības, purvāji, zivju dīķi u.c. (Strazds 1993; 1.3. tabula). Šeit gan jāņem vērā, ka tādās specifiskās barošanās vietās kā slapjas stigas vai traktoru atstātās pēdas mežā ir grūti uzskaitīt melnā stārķa barošanās apmeklējumu biežumu, jo tās ir norobežotas vietas, bet meliorācijas grāvji pētījuma veikšanas brīdī lielākoties bijuši nefunkcionējoši, ar stāvošu ūdeni. Līdz ar to, visticamāk, uzskaitītajos biotopos mūsdienu mežsaimnieciskās aktivitātes dēļ ir mainījusies barošanās iedalījuma proporcija.

1.3. tabula. Barošanās novērojumu iedalījums dažādos biotopos (Strazds 1993)

<i>Biotops</i>	<i>Novērojumu skaits</i>	<i>Proporcija, %</i>
<i>Meliorācijas grāvji</i>	158	25,28
<i>Dabīgās upes</i>	134	21,44
<i>Iztaisnotās upes</i>	109	17,44
<i>Pļavas, ganības, purvāji u.c.</i>	102	16,32
<i>Zivju un citi dīķi</i>	91	14,56
<i>Ezeru krasti</i>	11	1,76
<i>Ar ūdeni pildīti karjeri</i>	9	1,44
<i>Slapjas stigas</i>	6	0,96
<i>Bebu uzpludinājumi</i>	4	0,64
<i>Purva akači</i>	1	0,16
<i>Kopā:</i>	625	100,00

Kuru barošanās biotopu un vietu stārķis izvēlēsies, visticamāk, noteiks putna iepriekšējā pieredze un apstākļi citās barošanās vietās. Apstākļi, kas šo izvēli var ietekmēt, ir gan pozitīvi, tādi kā barības esamība un viegla piekļūšana tai, gan negatīvi, piemēram, traucējumi. Visticamāk, sezonas sākumā pirms olu dēšanas putni izzina ap ligzdu esošo situāciju, novērtējot barošanās apstākļus. Turklāt putna uzskats par barošanās objekta atbilstību ne vienmēr sakrīt ar cilvēka loģiku, piemēram, jau minētais ar raidītāju aprīkotais

melnais stārķis Aivo par šķietami piemērotu upi Durbi interesi neizrādīja, kaut arī tā atradās tuvāk par citiem viņa barības objektiem. Tam iemesls varētu būt Durbes upes augšpusē ierīkotā hidroelektriskā stacija, kuras dēļ, ļoti iespējams, upes lejtecē nav zivju vai tās ir grūti noķeramas (Strazds 2021a). Savukārt, ja stārķis izvēlas baroties dīķos vai ezeros, tad jāņem vērā, vai tie atrodas atklātās ainavās, no kurām putns labprātāk izvairās, kā arī niedru audzes, kas ierobežo stārķa piekļuvi dīķiem un tajos esošajai barībai (Treinys et al. 2016).

Ungārijas pētījumā 2005. gadā ar satelītraidītājiem tika aprīkoti divi viena pāra pieaugušie putni to ligzdošanas laikā. Pēc datu analīzes bija secināms, ka katrs vecāks izvēlējās savu barošanās vietu, un abi tai izrādīja lielu uzticēšanos. Mātīte izmantoja nomaļu, mazkustīgu upes atzaru 15 km attālumā no savas ligzdas, bet tēviņš deva priekšroku mākslīgajam zivju dīķim, kas atradās 7 km attālumā no ligzdvieta. Nākamajā gadā tēviņš no migrācijas neatgriezās, tādēļ dati tika iegūti tikai par mātīti, kura barības meklējumos nākamās divas sezonas atradās divās atšķirīgās upes attekās attiecīgi 8 un 13 km attālumā no ligzdas. Barošanās vietas maiņa saistīta ar to, ka 2005. gadā izmantotā barošanās vieta bija pilnībā izžuvusi un barība tajā vairs nebija sastopama (Tamas 2012).

Lietuvā veiktais pētījums par melno stārķu dzīvotnes izmaiņām min arī meliorācijas grāvju ietekmi uz melno stārķu barošanās paradumiem. Tajā tika konstatēts, ka meliorācijas grāvju blīvums 2000. gadā ligzdu apkaimē ir kļuvis daudz lielāks (Treinys et al. 2016). Meliorācijas grāvju palielināšanās ir novērojama arī Latvijā, un tas būtiski ietekmē barības pieejamību melnajiem stārķiem. Atjaunotie grāvji ir lielisks barības avots pavasarī pirms ligzdošanas, bet, tuvojoties vasarai, tie lielākoties izžūst, un sezonas vidū putnam ir grūti vai reizēm pat neiespējami pārorientēties uz jauniem barības biotopiem, kuros ir pieejama barība, kā rezultātā tie var pamest savus mazuļus nomirstam badā (Latvijas kods.. 2020). Būtiski arī pieminēt, ka cāļus, kas nesen šķīlušies, nepieciešams barot ar mazām zivtiņām, kuru pieejamību tiešā veidā ietekmē ūdens daudzums tuvumā esošajos meliorācijas grāvjos (Strazds 2021b).

Mūsdienu novērojumi rāda, ka melnie stārķi izmanto arī bebru uzpludinājumus, lai iegūtu tajos barību. Par piemēru var minēt ligzdu Čikstes upes augštecē, kurā tika likvidēts bebru uzpludinājums, pēc kā tuvumā esošā melno stārķu ligzda tika pamesta. Tāpat ir novērojumi par melnajiem stārķiem, kas paceļas no bebrainēm, kurās acīmredzot tie ir meklējuši barību (Strazds 2021a). Šie novērojumi parāda potenciālu korelāciju starp bebru uzpludinājumiem kā dzīvsudraba metilēšanās vietu un melno stārķi, kas šo piesārņojumu uzņem ar barību.

1.3.3. Melnā stārķa barības sastāvs

Melnais stārķis ekoloģiskajā barības ķēdē ir sekundārais jeb barības ķēdes augšgalā esošais patērētājs, kas savā barības racionā patērē dažādas zivis, abiniekus, rāpuļus un bezmugurkaulniekus (Moreno-Opo et al. 2011). Barību tas iegūst dažādos mitrājos, vietumis arī pļāvās, tādēļ ligzdošanas laikā tam ir svarīgs ūdens tuvums – dīķi un citas hidroloģiskās sistēmas, tajā skaitā meliorācijas grāvji, kuros tas var sameklēt sev un savām atvasēm piemērotu barību. Dominējošā melnā stārķa pamatbarība ir zivis, kas var sasniegt 25 cm garumu (Strazds 2005). Eiropas melno stārķu populācijā tiek minētas dažādas zivju sugas – līdaka (*Esox lucius*), strauta forele (*Salmo trutta m. fario*), dūņu pīkste (*Misgurnus fossilis*), vīķe (*Alburnus alburnus*), asaris (*Perca fluviatilis*), karpa (*Cyprinus carpio*), karūsa (*Carassius carassius*), grundulis (*Gobio gobio*), sapals (*Squalius cephalus*), rauda (*Rutilus rutilus*), līnis (*Tinca tinca*), zutis (*Anguilla anguilla*), vēdzele (*Lota lota*), rudulis (*Scardinius erythrophthalmus*), stagari (Gasterostidae dzimta) un akmeņgrauži (*Cobitis sp.*), kā arī dažas citas zivju sugas. Nozīmīgu barības objektu īpatsvaru veido arī parastās vardes (*Rana temporaria*) un mazās purva vardes (*Rana arvalis*). Barībā konstatēti tritoni (*Triturus sp.*), kā arī daudz dažādu bezmugurkaulnieku (ūdensvaboles, skrejvaboles, siseņi, spāres, tauriņu kāpuri, sliekas, dēles un moluski). Kā nejauši barības objekti ir atrasti arī rāpuļi (sila ķirzaka *Lacerta agilis*) un putni (lauku cīrulis *Alauda arvensis* un lukstu čakstīte *Saxicola rubetra*) (Strazds 2011).

Pieaugušo putnu barība ir līdzīga tai, ar ko tiek baroti mazuļi. Latvijā stārķu mazuļu barības pieejamība lielā mērā atkarīga no laikapstākļiem (sezonas sausuma vai lietainuma), kā rezultātā atkarībā no pieejamības barībā dominē vai nu vardes, vai nelielas zivtiņas. Nēģu nārsta laikā nozīmīgs barības avots ir arī upes nēģi (*Lampetra fluviatilis*) (Strazds 2005), kas ir īpaši svarīgi, kad cāļi ligzdā nav pietiekami lieli, lai varētu norīt par savu knābi lielākus barības avotus. Vecāki mazuļus baro, atriejot tiem uzlasīto barību uz ligzdas pamatnes, barojot jaunuļus 3–8 reizes dienā atkarībā no to vecuma (Hancock et al. 2001). Reizēm melnie stārķi izvada no sevis granulveida atriņas, kas parasti sastāv no neorganiskām vielām, posmkāju daļiņām, zivju zvīņām, tādējādi atbrīvojot barības traktu no grūti sagremojamām un nevajadzīgām daļām (Hampl et al. 2005).

Aptverošs pētījums par melno stārķu barošanās paradumiem ir veikts Polijas centrālajā daļā laikā no 2005.gadam līdz 2016.gadam, iegūstot kopumā 576 barības objektu no 45 melno stārķu mazuļiem (Kaminski 2018). Šis pētījums apliecina, ka dominējošā barība melnajam stārķim ir zivis, kuras bija 65% no barības objektiem (85% kopējās barības masas) no tām visbiežāk sastopamās bija dūņu pīkste (*Misgurnus fossilis*), Prūsijas karpas (*Carrasius*

gibellio), raudas (*Rutilus rutilus*) un sudrabkarūsas (*Carrasius auratus*). 28% no visas barības (jeb 13% barības masas) bija abinieku sugas, no kurām vislielākais skaits bija varžu krupja kāpuri, kas apliecina mazu un viegli noķeramu barības avotu nozīmīgumu melnā stārķa uzturā, īpaši laikā, kad to mazuļi ir pārāk mazi lielākām barības vienībām. Barības avotos tika konstatētas tikai divas tritonu sugas – mazais tritons un lielais tritons, bet bezmugurkaulnieki bija mazsvarīgākā melnā stārķa mazuļu barības sastāvdaļa – no tiem tika konstatētas tikai sliekas, spāres un airvabole (1.4. tabula).

1.4. tabula. Melno stārķu cāļu barības raciona Polijā 2005.–2016. gadā (Kaminski 2018)

Nosaukums	Skaitis	Proporcija %
Zivis:	376	
dūņu pīkste (<i>Misgurnus fossilis</i>)	113	19,6
Prūsijas karpas (<i>Carrasius gibellio</i>)	102	19,4
rauda (<i>Rutilus rutilus</i>)	28	4,7
sudrabkarūsa (<i>Carrasius auratus</i>)	26	4,5
asaris (<i>Perca fluviatilis</i>)	18	3,1
līnis (<i>Tinca tinca</i>)	14	2,4
karpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	13	2,3
karūsa (<i>Carassius carassius</i>)	11	1,9
grundulis (<i>Gobio gobio</i>)	9	1,6
Amūras čebačeks (<i>Pseudorasbora parva</i>)	8	1,4
līdaka (<i>Esox lucius</i>)	6	1
ālants (<i>Leuciscus idus v. Orfa</i>)	6	1
rudulis (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	6	1
brūnspuru vēdzele (<i>Ameiurus nebulosus</i>)	4	0,6
ausleja (<i>Leucaspius delineatus</i>)	4	0,6
sapals (<i>Squalius cephalus</i>)	2	0,6
vīķe (<i>Alburnus alburnus</i>)	2	0,2
straute forele (<i>Salmo trutta</i>)	2	0,2
akmeņgrauzis (<i>Cobitis taenia</i>)	1	0,1
trīsdatu stagars (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	1	0,1
Abinieki:	162	
varžu krupja kāpuri (<i>Pelobates fuscus</i>)	135	23,4
dīķa varde (<i>Pelophylax lessonae</i>)	14	2,4
purva varde (<i>Rana arvalis</i>)	8	1,4
parastā varde (<i>Rana temporaria</i>)	2	0,2
sarkanvēdera ugunskrupis (<i>Bombina bombina</i>)	2	0,2
zaļā varde (<i>Pelophylax kl. Esculentus</i>)	1	0,1
Tritoni:	23	
mazais tritons (<i>Lissotriton vulgaris</i>)	18	3,1

1.4. tabulas turpinājums

lielais tritons (<i>Triturus cristatus</i>)	5	0,9
Bezmugurkaulnieki:	15	
dižslieka (<i>Lumbricus terrestris</i>)	9	1,6
dažādspārnu spāres (<i>Anisoptera</i>)	5	0,9
zeltmalu airvabole (<i>Dytiscus marginalia</i>)	1	0,1
Kopā:	576	100%

Šajā pētījumā tika atrasta sakarība starp melno stārķu mazuļu vecumu un abiniekiem kā barības sastāvu. Pieaugušie biežāk apgādāja savus pēcnācējus ar zivīm sezonas sākumā, savukārt abinieku īpatsvars to uzturā palielinājās, ligzdošanas sezonai tuvojoties beigām. Tas tika skaidrots ar to, ka sezonas laikā palielinājās abinieku pieejamība, kas var būt saistāma ar ūdens līmeņa pazemināšanos abinieku nārstošanas baseinos. Piemēram, varžu krupju kāpuru augstā sastopamība barībā bija saistāma ar to intensīvo vairošanos un pēcnācēju lielo skaitu konkrētajās ūdenstilpnēs (Kaminski 2018). Liela daudzuma sīku un viegli noķeramu medījumu sastopamība seklos ūdeņos rada melnajam stārķim ļoti labvēlīgus barošanās apstākļus, jo samazina barības vākšanai patērējamo laiku, kā arī optimizē putnu enerģiju, uzlasot mazos upurus nelielā platībā. Līdzīgi novērojumi ir arī no Latvijas tiešraides kamerām, kur melnie stārķi nereti dod priekšroku upes nēģu kāpuriem, lai ar tiem barotu savas atvases (LDF tiešraides kameras).

Čehijā tika veikts līdzīgs pētījums, kur tika analizēts melno stārķu mazuļu barības sastāvs 1998.–2003. gada ligzdošanas sezonās. Kopā tika savāktas 474 barības vienības, kur dominēja sešas zivju sugas (grundulis, rauda, karūsa, raibā platgalve *Cottus sp.*, strauta forele un asaris), nenoteiktas vardes, divas zīdītāju sugas (parastais kurmis *Talpa europaea* un meža cirslis *Sorex araneus*) un astoņas kukaiņu kārtas. No piegādātajiem zīdītājiem melnā stārķa cāļi bija atteikušies no kurmja (nākamajā dienā tas tika atrasts zem ligzdas), bet atnestais meža cirslis tika apēsts bez iebildumiem. Piegādātos kukaiņus varēja noteikt tikai pēc atrijām – starp tiem bija parastā spīlaste *Forficula auricularia* (1), skrejvaboles *Platinus asymilis* (1), *Carabus sp.* (2), *Carabus granulatus* (1), *Carabus ullrichi* (1), *Harpalus sp.* (1), vabole *Abax sp.* (1), kā arī īsspārnis Staphylinidae (1). Tika pieļauts, ka ligzdošanas sezonas laikā kukaiņi tiek uzlasīti nejauši, jo to meklēšana ir laikietilpīga un neefektīva, īpaši tad, ja ir pieejamas zivis un citi barības avoti (Hampl et al. 2005).

Arī Tamas (2012) Ungārijā apkopoja astoņu gadu ilgus barības pētījumus melno stārķu ligzdās un no 419 iegūtajiem barības paraugiem rezultāti bija līdzīgi.

- 52% visu barības avotu bija sudrabkarūsas (110), līdakas (74) un plaudži *Abramis brama* (24), pārējās zivju sugas bija 12% (Amūras čebačeks *Pseudorasbora parva*

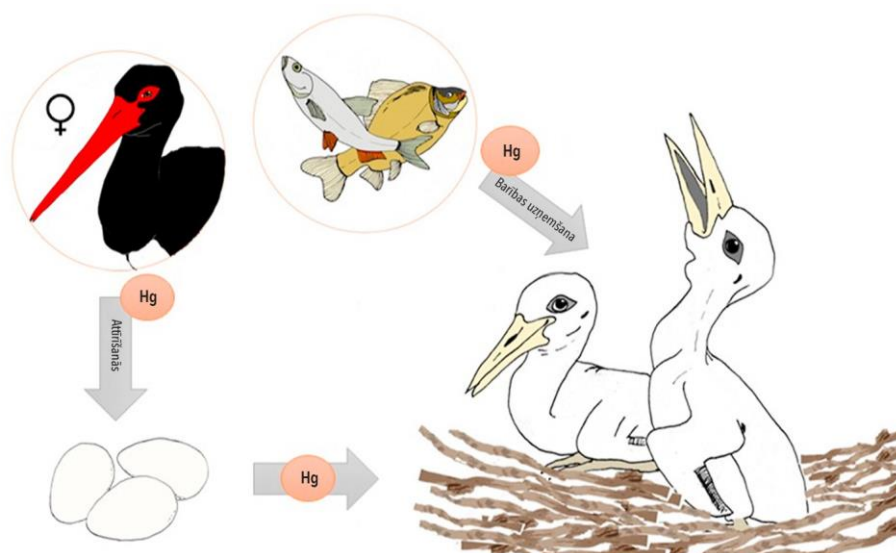
(12), dūņu pīkste (12), asaris (9), karpa (9), saules asari *Lepomis gibbosus* (4), samveidīgās *Ictalurus nebulosus* (3), baltacu plaudis *Abramis sapa* (2), smilšu jūrasgrundulis *Neogobius fluviatilis* (1), neidentificētās zivis (43)).

- Abinieki un rāpuļi barībā bija 35% (zaļā varde *Rana esculenta* (103), zaļais krupis *Bufo viridis* (18), sarkanvēdera ugunskrupis *Bombina bombina* (8), parastais zalktis *Natrix natrix* (2), Donavas tritons *Triturus dobrogicus* (1), neidentificētie bezmugurkaulnieki (50)).
- Spāru (*Odonata*) kāpuri piegādātajā barībā bija 1% (Tamas 2012).

Migrācijas laikā melnā stārķa uzturs ir līdzvērtīgs tam, ko tas patērē ligzdošanas sezonā. Rudeņos migrējot, melno stārķu apstāšanās, lai barotos, ir diezgan bieža, savukārt pavasaros migrācijas ceļš tiek veikts ātrāk un apstāšanās ir retākas. Turcijas ezeros (Centrālā Anatolija) migrācijas laikā vairāki simti melno stārķu īpatņu ik dienas barojas ar zivīm, galvenokārt karpām. Savukārt Izraēlā tie apstājoties barojas Jordānas ielejas mākslīgajos zivju dīķos, kuros ir liels Nīlas tilapiju īpatsvars, bet tās nav vienīgās šajā apkaimē audzētās zivis. Uztura sastāvs neapšaubāmi ir atkarīgs no barošanās vietās pieejamām zivīm, taču novērojumos ir secināts, ka arī migrācijas laikā dominējošais barības veids ir zivis (Tamas 2012). Spānijā putni var baroties ar zušiem (*Anguilla anguilla*), kuros var būt augsts dzīvsudraba līmenis. Ziemojot Āfrikā, melnie stārķi var baroties ar dūņu zivīm, kurās arī ir augsta dzīvsudraba koncentrācija. Tās populācijas, kas ziemo uz dienvidiem no Sahāras, piemēram, Senegālā un Sudānā, kur notiek aktīva zelta ieguve, saskaras ar šajā apkaimē radušos vides piesārņojumu ar dzīvsudrabu (Kucharska et al. 2021).

1.3.4. Dzīvsudraba piesārņojums melnajos stārķos

Melnais stārķis kā zivjēdājs ir pakļauts dzīvsudraba iedarbībai barības dēļ, ko tas uzņem un kurā var būt bioakumulējies metildzīvsudrabs. Dzīvsudraba piesārņojums atstāj ietekmi gan uz pieaugušajiem īpatņiem, gan uz to mazuļiem. Cāļi sākotnēji ir pakļauti dzīvsudrabam, kas tiek deponēts olās to veidošanās laikā, bet vēlāk to uzņem ar vecāku atnesto barību (Kucharska et al. 2021; 1.6. attēls).



1.6. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma ceļš līdz melno stārķu mazuļiem (veidots pēc Kucharska et al. 2021)

Melno stārķu mātītes var uzņemt dzīvsudrabu gan to ziemošanas vietās un barošanās vietās pavasara migrācijas laikā, gan tikpat labi arī ligzdošanas vietās. Pirms pirmās olas izdēšanas mātītes ligzdošanas vietā var pavadīt līdz pat mēnesim, tādēļ dzīvsudrabs olās var nonākt lielākā daudzumā, jo tā ir pirmā reize, kad mātītes var izvadīt dzīvsudrabu no sava ķermeņa pirms ligzdošanas sezonas sākšanas. Melnie stārķi Eiropas vidienē un austrumu daļā atgriežas martā un pirmo olu parasti izdēj aprīlī, kas ir gana ilgs laiks, lai dzīvsudrabs uzkrātos organismā no lokāliem piesārņojuma avotiem. Tajā pašā laikā mātītes jau desmit dienu laikā pēc ierašanās ligzdvieta var sākt dēt olas, tādēļ nevar izslēgt arī migrācijas laikā iegūtu piesārņojumu. Dzīvsudraba nogulsnešanās olās ir lielāka no uztura nekā no deponēta piesārņojuma orgānos un muskuļos, un no uztura uz mātīšu olām tas var pāriet divas dienas pēc toksiskas barības lietošanas (Kucharska et al. 2021).

Ir konstatēts, ka dažādām putnu sugām ir atšķirīga jutība pret dzīvsudrabu. Vienas no jutīgākajām ir pelikānveidīgo Pelecaniformes putnu sugas, kas ir radniecīgas melnajiem stārķiem (Heinz et al. 2008). Tas norāda, ka melnie stārķi potenciāli ir jutīgi pret dzīvsudraba piesārņojumu to organismā. Dzīvsudrabs organismā var atrasties nelielā apjomā, neizraisot funkciju traucējumus, bet brīdī, kad tas sasniedz toksisku līmeni, tas var ietekmēt barības meklēšanas efektivitāti, uzvedību, audu bioķīmiskos rādītājus, pazemināt ligzdošanas sekmes un samazināt cāļu izdzīvošanu (Eagles-Smith et al. 2009). Arī neiroloģisku traucējumu rezultātā radušās koordinācijas problēmas un pasliktināta redze var būtiski ietekmēt putnu iespējas sagādāt sev vai atvasēm barību, aizsargāt ligzdošanas teritoriju un izvairīties no plēsējiem.

Polijā nesēn veiktā pētījumā par dzīvsudraba piesārņojumu melno stārķu mazuļos (Kucharska et al. 2021) tika vērtēts dzīvsudraba piesārņojums to pūkās. Tikko izšķīlušos cāļu pirmajā pūkā atrodamais dzīvsudrabs ir labs rādītājs, kas norāda uz mātes dzīvsudraba nogulsnešanos olās, kas pēc tam pāriet tikko šķīlušos mazuļu organismā. Savukārt pēcāk dzīvsudraba daudzumu cāļu spalvās nosaka vidē atrodamā barība. Pētījumā dzīvsudraba koncentrācija ligzdas vidējai vērtībai sasniedza 0,891 µg/g sausasmasas, kura tika noteikta jaunām, vēl augošām spalvām. Vienlaikus tika norādīts, ka nav pieejami salīdzinoši dati par melnajiem stārķiem, kas noteiktu, kāds dzīvsudraba līmenis ir drošs šai sugai (Kucharska et al. 2021).

Latvijā ir veikti vairāki pētījumi par dzīvsudraba piesārņojuma līmeni melnajos stārķos. Viens no tiem ir 2015. gadā Latvijas Lauksaimniecības universitātē veiktais pētījums par dzīvsudraba piesārņojumu melno stārķu asinīs un aknās (Černova 2015), kura ietvaros tika analizēti 29 cāļu asins paraugi vecumā no 18 līdz 54 dienām, kā arī 10 ligzdās atrastu mirušu stārķēnu aknu paraugi. Rezultātos konstatēja, ka Latvijā melno stārķu mazuļiem dzīvsudraba vidējais līmenis dzīvo cāļu asinīs ir 174 ng/g, kur minimālā koncentrācija tika noteikta 41,49 ng/g, bet maksimālā – 279,67 ng/g. Mirušo cāļu aknu paraugos dzīvsudraba vidējā koncentrācija bija 433 ng/g, no tiem minimālā koncentrācija bija 118 ng/g, savukārt maksimālā – 1054,57 ng/g (Černova 2015). Šī augstākā dzīvsudraba piesārņojuma vērtība (1054,57 ng/g) atbilda tai riska kategorijai, kad uzrādās piesārņojuma ietekme uz reproduktīvajām spējām. Pēcāk šis putns tika atrasts miris 71 dienas vecumā. Pētījumā tika lēsts, ka pieaugušos melnajos stārķos dzīvsudraba piesārņojums varētu būt krietni augstāks (Černova 2015).

Otrā Latvijā veiktajā pētījumā ir analizēts dzīvsudraba daudzums kopumā 34 melno stārķu olu čaumalu un membrānu paraugos, kas iegūti no apmēram 30 ligzdošanas vietām (Ābola et al. 2021). Analizēti tika gan čaumalu, gan membrānu, gan arī abu minēto sajaukuma materiāli. Viszemākās koncentrācijas tika novērotas olu čaumalās – no 6 līdz 22 ng/g, bet membrānās dzīvsudraba daudzums dažādās ligzdošanas vietās atšķīrās – zemākais bija 56±17 ng/g, augstākais 293±30 ng/g. Visbiežāk mērījumos konstatēja koncentrāciju, kas pārsniedza 100 ng/g robežu (Ābola et al. 2021; 1.5. tabula).

1.5. tabula. Dzīvsudraba koncentrācija olu čaumalu paraugos un dati pa gadiem (Ābola et al. 2021)

Gads	Koncentrācija, ng/g			Parauga ņemšanas vieta
	Olu čaumalas	Membrānas	Jauktais	
2007.		160±10	16±1	9

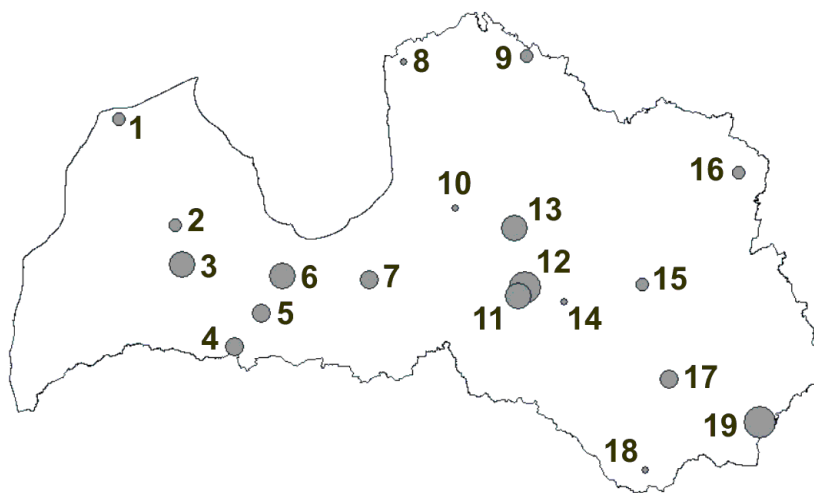
1.5. tabulas turpinājums

		221	20±3	2
			35±4	13
	8±1	85±7	12±1	14
		138	16±3	15
2008.			15±2	1
		211±8	25±4	5
	11±1	101±13		
			12±6	10
			60±12	12
			29±1	17
2009.		236±4	33±4	3
	12±1	58±12		
	22±1	293±30	37±8	6
	9±1	56±17		
			39±2	11
	22±4	200±30		
			14±4	18
			19±4	16
2018.		143±56		
	17±1			
		107±39		
			28±2	4
	9±1	79±11		
			27±7	7
	12±2	128±36		
			11±4	8
	7±2			
		123±13		
			10±2	18
			12±3	18
	7±1			
		90±24		
	6±2		51±11	19

Visi analizētie paraugi saturēja dzīvsudrabu, tomēr tā daudzumu var ietekmēt olas inkubācijas stāvoklis – izperēta vai neizperēta ola, kas var ietekmēt rezultātu interpretāciju. Tāpat datu precīzai analīzei ir grūti izmantot jauktos paraugus, kur čaumala un membrāna ir kopā, jo membrāna satur vidēji pat deviņas reizes lielāku dzīvsudraba daudzumu. Nav arī zināmi iemesli, kas ietekmē membrānas vieglu atdalīšanos no olu čaumalas, lai tādējādi varētu precīzāk tos analizēt (Ābola et al. 2021).

Iegūtie rezultāti uzrādīja ne pārāk augstu, bet tomēr esošu dzīvsudraba klātbūtni apkārtējā vidē. Kā iespējamie piesārņojuma iemesli tika minēti vairāki potenciālie avoti – pie ligzdām, kurās konstatētas vislielākās dzīvsudraba koncentrācijas, atrodas kūdras purvi, bet pie 5. paraugu ņemšanas vietas, piemēram, atrodas bijusī militārā bāze (Ābola et al. 2021;

1.7. attēls). Protams, kā vēl viena piesārņojuma iespējamība var būt melno stārķu mātītes ziemošanas vieta un arī pieturvietas, migrējot atpakaļ uz ligzdošanas vietu, un tādā gadījumā piesārņojums nav iegūts Latvijas teritorijā.



1.7. attēls. Olu čaumalu paraugu ievākšanas vietas dažādās Latvijas teritorijas daļās (Ābola et al. 2021)

Migrējošiem putniem konstatētās dzīvsudraba koncentrācijas atšķirības pa gadiem var skaidrot ar mainīgajiem barības avotiem, ko mātītes uzņem, migrējot atšķirīgās vietās un ziemošanas laikā. Nav pietiekamu datu, uz kā pamata varētu pierādīt, ka melnie stārķi migrē un ziemo vienmēr uz vienām un tām pašām vietām. Turklāt daži putni uz galamērķi var aizlidot, lieki nekavējoties, turpretī citi migrācijas laikā ilgāk atpūšas un uzkrāj spēkus to izvēlētajās barošanās vietās (Kucharska et al. 2021).

Dažādu smago metālu uzkrāšanās putnu organismā izraisa tajos oksidatīvo stresu (Celik et al. 2021). Dzīvsudraba toksicitātes rezultātā tiek noplicināts glutations un olbaltumvielās saistītās sulfhidrilgrupas, kā rezultātā rodas tādas reaktīvā skābekļa formas kā superoksīda jons, ūdeņraža peroksīds un hidroksilradikāļi (Stohs 1995). Dažādu metālu un ķīmisko vielu mijiedarbība var izraisīt neprognozējamu ietekmi uz putnu organismu un to DNS. Tādēļ melno stārķu piesārņojuma izvērtējumā ir svarīgi nepiemirst par vēl citām piesārņojošām vielām, kas ir konstatētas to ķermenī. Dihlordifeniltrihloretāns jeb DDT ir viela, kas melno stārķu organismā tiek pētīta jau ilgāku laiku (Strazds et al. 2015), un tas atstāj ietekmi uz olu lielumu un čaumalu biezumu. Taču līdz ar dzīvsudrabu un dihlordifeniltrihloretānu trijos melno stārķu liķos, kas atrasti miruši to ligzdās, 2017. gadā veiktajās analizēs konstatēja arī glifosāta atliekas (Strazds 2018). Savukārt 2015. gadā stārķu organismā tika pētīti arī polihlorbifenili (Černova 2015). Dažādu metālu devas un iedarbība

var izraisīt toksisku iedarbību uz nierēm un mazināt vairošanās spējas. Taču smago metālu un ķīmisko vielu kumulatīvā iedarbība uz dzīvajiem organismiem, tajā skaitā melnajiem stārķiem, Latvijā un pasaulē ir maz vai nemaz pētīts temats, kam ir nepieciešami papildu pētījumi un datu ievākšana.

2. MATERIĀLI UN METODES

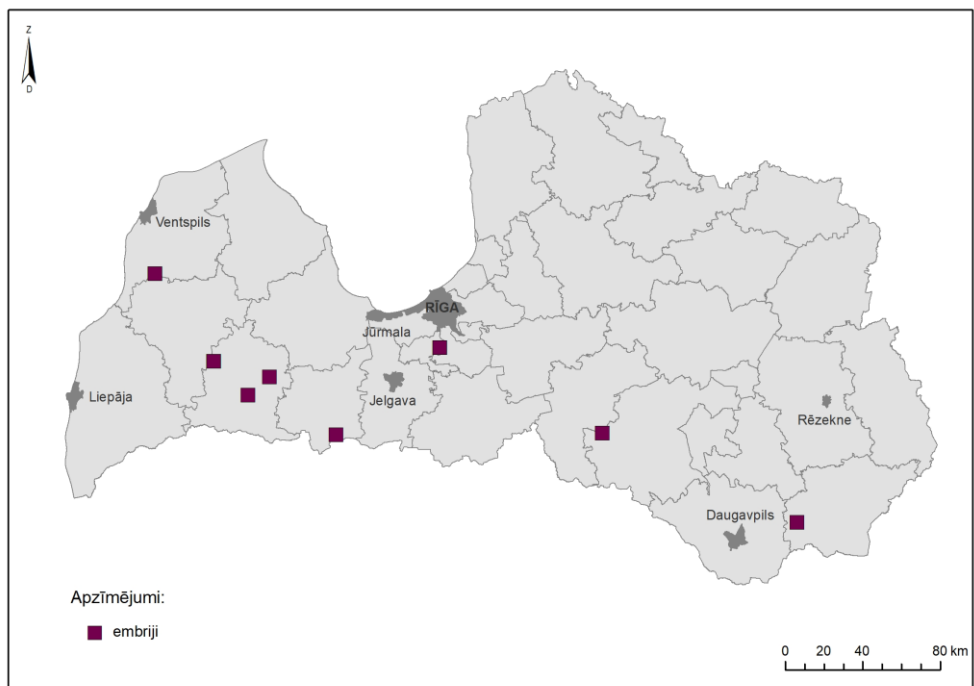
2.1. Melnā stārķa embriju ievākšanas metodes

Konflikti melno stārķu starpā ir nereta parādība, kas lielākoties notiek inkubācijas sākumposmā (Ābola 2021), un to rezultātā izdētās olas tiek pamestas un/vai izmestas no ligzdvietas. Tādējādi aizperētās, neizšķīlušās olas, kurās dīgļa attīstība ir apstājusies, ir neinvazīva metode, lai veiktu to piesārņojuma analīzes. Plēsēju uzbrukumi savukārt ir novērojami jebkurā inkubācijas perioda posmā, piemēram, melnā stārķa tiešraides kamerā redzams, kā 2015. gada sezonā jūras ērglis izmeta no ligzdas divas no četrām izdētajām olām (LDF 2015; 2.1. attēls), kuras bija 11–17 dienu ilgā inkubācijas periodā. Melnā stārķa perēšanas periods vienai olai ilgst apmēram 32 dienas (Ābola 2021).



2.1. attēls. 2015. gada 24. aprīlī jūras ērglis izmet no melnā stārķa ligzdas divas no četrām tur esošajām olām, cenšoties tās apēst (LDF 2015)

Neproduktīvo olu paraugi ar tajās esošajiem embrijiem tika ievākti 2021. gada ligzdošanas sezonā visas Latvijas teritorijā, izņemot Vidzemi (2.2. attēls). Kopumā tika ievākti 13 neproduktīvo olu paraugi. Visi ievāktie paraugi turpat savākšanas vietā tika marķēti ar ligzdas numuru, atrašanās vietu, savākšanas laiku. Plēsēju izpostīto olu paraugi ar embrijiem pēc ievākšanas, tiklīdz tas bija iespējams, tika sasaldēti -18 °C un tā uzglabāti līdz turpmākajām manipulācijām (2.3. attēls). Savukārt starpsugu konfliktu rezultātā pamestās vai no ligzdvietas izmestās neproduktīvās olas, kas bija veselas, tika uzglabātas istabas temperatūrā līdz turpmākajām manipulācijām.



2.2. attēls. Embriju paraugu ievākšanas vietas



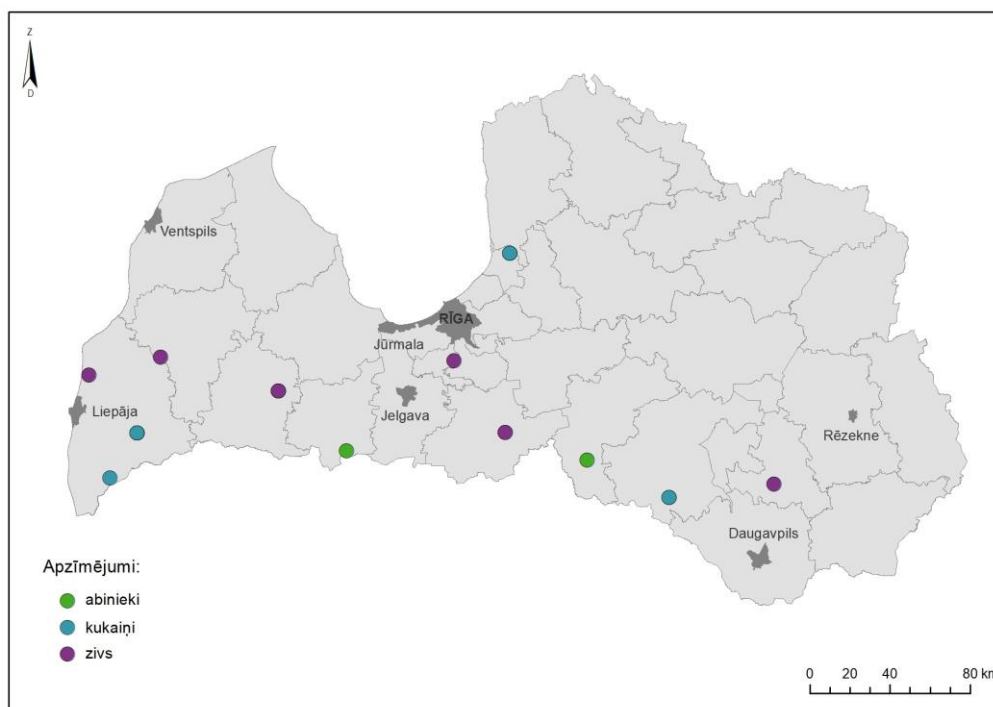
2.3. attēls. Sasaldēti melno stārķu embriji (autores foto)

2.2. Melnā stārķa barības atriņu ievākšanas metodes

Barības atriņu paraugus var iegūt tajā brīdī, kad tiek veikta melno stārķu cāļu gredzenošana. Gredzenošanā piedalās arborists, kas kāpj pie melno stārķu ligzdvieta. Savukārt cāļi, aizsargājoties pret potenciālo plēsēju, atriņ savā kuņģī esošo barību, tādējādi cenšoties atbaidīt uzbrucēju (Kaminski 2018). Šie atrītie barības paraugi tika savākti un pēcāk izmantoti dzīvsudraba analīžu veikšanai, lai noteiktu tajos piesārņojuma lielumu. Barības

paraugos bija atrodami tādi elementi kā zivis (karūsa, līdaka, stagers, līnis, rauda), abinieki (parastā varde, zaļā varde, lielais tritons), kā arī kukaiņi un to kāpuri (spāres, makstenes, skrejvaboles, maijvaboles, airvaboles, lapgrauži u.c.).

Barības atriju paraugi tika ievākti 2021. gada ligzdošanas sezonā visas Latvijas teritorijā, izņemot Vidzemi (2.4. attēls). Kopā tika ievākti 20 dažādu barības atriju paraugi no melno stārķu ligzdām (8 zivju paraugi, 7 abinieku paraugi, 5 kukaiņu atriju paraugi). Visi ievāktie paraugi turpat savākšanas vietā tika marķēti ar ligzdas numuru, atrašanās vietu, savākšanas laiku. Ievākšanas brīdī paraugi tika konservēti 96% etilspirtā (2.5. attēls).



2.4. attēls. Barības atriju paraugu ievākšanas vietas



2.5. attēls. Iekonservēts barības atrijs paraugs (lielais tritons) (autores foto)

Kukaiņu atriņu paraugiem noteica to sastāvu, izlasot tādas kukaiņu atliekas, pēc kurām aptuveni varēja pateikt sugu vai dzimtu. Atliekas noskaloja spirtā un izžāvēja. Kukaiņu sugu noteikšanai to atliekas tika sadalītas paraugos, lielākos par 1 cm, kas varētu būt stārķa paša iegūtā barība, un mazākos par 1 cm, kas savukārt varētu nākt no varžu vai citu kukaiņēdāju sagremošanas. Vardēm ir vāja gremošanas sistēma, tādēļ to atliekas ir viegli nosakāmas, piemēram, to fēcēs. Pēc kukaiņēdāju apēšanas tie kopā ar to gremošanas sistēmā esošajiem kukaiņiem stārķa gremošanas traktā tiek vēlreiz sasmalcināti un kļūst fragmentētāki (V. Spuņģa mutisks ziņojums).

2.3. Melnā stārķa embriju un barības atriņu analīzes metodes

Melnā stārķa embriju un barības atriņu paraugi dzīvsudraba līmeņa noteikšanai tika nogādāti Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskajā institūtā “BIOR”, kur paraugi tika testēti, izmantojot *in-house* metodi (BIOR-T-012-148-2013). Lai noteiktu dzīvsudraba koncentrāciju, paraugi testēšanai tika izšķīdināti traukos ar atšķaidītu dejonizētu ūdeni (Millipore Synergy 185 Water Purification System) un augstas tīrības pakāpes slāpekļskābes šķīdumu (65% HNO₃, ražotājs ChemLab NV, Beļģija), un pēc tam atbilstoši traukus turēja istabas temperatūrā vismaz 20 minūtes, lai reakcija būtu pabeigta. Tad traukus noslēdza un pārnesa uz mikroviļņu krāsni Mars 6 (ražotājs CEM Corporation, Matthews, NC, Kanāda), lai veiktu šķelšanu. Temperatūru pusstundas laikā paaugstināja līdz 150 °C un 30 minūtes uzturēja 150 °C, pēc tam traukus atdzesēja. Pēc atdzesēšanas traukus atvēra, lai atbrīvotu izdalījušos gāzveida spiedienu. Tad paraugus filtrēja caur filtru ar 12–15 μm poru izmēru (ražotājs Filtres Fioroni, Francija), kvantitatīvi pārnesa uz mērkolbām un atšķaidīja ar dejonizētu ūdeni līdz 50 ml tilpumam. Elementu analīzei izmantoja Agilent 7700x ICP-MS instrumentu ar programmatūru Mass Hunter Workstation for ICP-MS, versija B.01.03 (Tokija, Japāna) (2.1. tabula).

2.1. tabula. Izmantotās metodes BIOR-T-012-148-2013 parametri

Parametrs	Vērtība
Plazmas režīms	normāls, izturīgs
RF jauda (kW)	1,30
Paraugu ņemšanas dziļums (mm)	8,0
Nesējgāzes plūsma (l min ⁻¹)	0,6
Atšķaidīšanas gāzes plūsma (l min ⁻¹)	0,4
Izsmidzināšanas kameras temperatūra (°C)	2,0

2.1. tabulas turpinājums

Ekstrakcijas objektīvs 1 (V)	0
Kinētiskās enerģijas diskriminācija (V)	3
Skenēšanas režīms	Maksimumu pārlēciens

Metālisko elementu koncentrācija tika aprēķināta no iegūtajām ārējās kalibrēšanas līnijām, katru līniju veidojot no pieciem kalibrēšanas punktiem $0^{-1} \mu\text{g l}^{-1}$ koncentrācijas līmenī un papildu tukšā parauga, kas mērīts tādos pašos apstākļos un koriģēts ar mazāko kvadrātu regresijas analīzi.

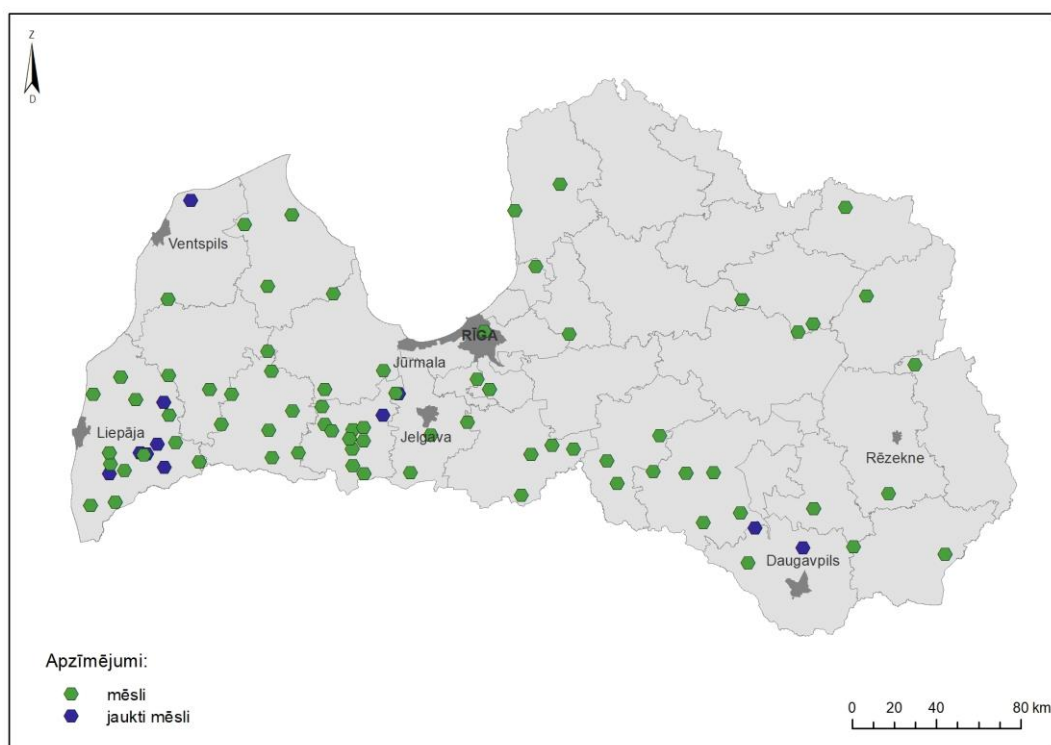
Par embrijiem un barības atriņām iegūto datu statistiskā analīze tika veikta datu apstrādes programmā JASP (izstrādāta Amsterdamas universitātē, Nīderlande) (JASP Team 2022).

2.4. Melnā stārķa mēslu ievākšanas metodes

Putnu mēsli arī ir piemēroti bioindikatoru, lai, netraucējot putnus, iegūtu datus par dzīvsudraba piesārņojuma līmeni to organismā. Līdzīgi kā olu čaumalu ievākšanā, arī ievācot mēslu paraugus, nav nepieciešams kāpt pie pašas ligzdas, un tādējādi putni netiek papildu traucēti. Uzņemtie smagie metāli no putnu organisma tiek izvadīti arī ar mēsliem (Otero et al. 2000).

Ievācot mēslus attiecīgajos sezonas periodos, iespējams iegūt informāciju par dzīvsudraba piesārņojuma līmeni melno stārķu tēviņos un arī jauno cāļu organismos. Pavasaros no migrācijas pirmie parasti ierodas melno stārķu tēviņi, lai ieņemtu piemērotākās ligzdvietas un tās atjaunotu. Līdz ar to šajā laikā (marts/aprīlis) ir iespējams iegūt datus par melno stārķu tēviņos esošo piesārņojuma līmeni. Kad no ziemošanas vietām atgriežas arī mātītes, ligzdvieta uzturas abi pieaugušie putni. Kad ir izšķīlušies putnu mazuļi, tie pēc 2–3 nedēļu vecuma tiek atstāti vieni (M.Strazda mutiska informācija), lai abi vecāki varētu pilnvērtīgi nodoties barības meklējumiem jaunuļu pabarošanai. Attiecīgi pēc šī laika, kas normālos apstākļos ir jūnija sākums, pieaugušie putni uz ligzdu atgriežas tikai, lai barotu mazuļus, tajā pastāvīgi neuzturoties un neizkārtoties. Tādējādi ir iespējams nodalīt pieaugušo putnu un to mazuļu mēslus: sākot no aprīļa sākuma, ievāktie paraugi ir no pieaugušajiem melnajiem stārķiem, kur dzīvsudrabs, iespējams, var būt importēts no migrācijas ceļos uzņemtas barības vai uzņemts no lokāli piesārņotām vietām, bet vasarā vāktajiem paraugiem no cāļiem ir tikai lokālas dabas piesārņojums (Ābola et al. 2021).

Melno stārķu mēslu paraugi ir ievākti no 2018. gada līdz 2021. gadam. Kopā ievākti 149 paraugi no 86 ligzdošanas vietām visā Latvijas teritorijā (2.6. attēls). No šiem paraugiem kopumā ir iegūti 137 tīru mēslu dzīvsudraba koncentrāciju rezultāti un 32 mēslu un veģētācijas sajaukumu mērījumu rezultāti, kas veikti gadījumos, kad vai nu nav bijis iespējams mēslus nodalīt no lapām, mizām u.tml. veģētācijas, vai arī no viena parauga ir bijis iespējams veikt gan tīra, gan jaukta veida mērījumus. Lai būtu vairāk salīdzinošo datu, tika iegūti arī trīs mēslu paraugi no trim Rīgas Nacionālajā zooloģiskajā dārzā esošajiem stārķiem, kuri barību uzņem kontrolētā vidē. Tie ir divi melnie stārķi (mātīte un tēviņš) un baltā stārķa (*Ciconia ciconia*) tēviņš.



2.6. attēls. Mēslu paraugu ievākšanas vietas

Mēslu paraugi ir ņemti no zemes, kuri tur savākti kopā ar veģētāciju (galvenokārt lapas), uz kuras tie ir uzkrītuši un kurai pielipuši. Pēc savākšanas materiāli tika ievietoti aploksnēs, turpat uz vietas tos marķējot ar ligzdas numuru, vietu un savākšanas laiku. Pēc ievākšanas paraugi tika žāvēti gaisā. Pirms paraugu mērīšanas putnu mēsli pēc iespējas tika atdalīti no veģētācijas piejaukumiem, lai mērījumi būtu iespējami precīzāki (2.7. attēls). Savukārt zooloģiskā dārza putnu mēslu paraugi tika ievietoti burciņā, marķēti un pirms mērījumu veikšanas izžāvēti. Visu mēslu paraugi pirms mērījumu veikšanas tika homogenizēti, sasmalcinot tos piestā ar miezeri.



2.7. attēls. Mēslu paraugs pirms mērījumu veikšanas (autores foto)

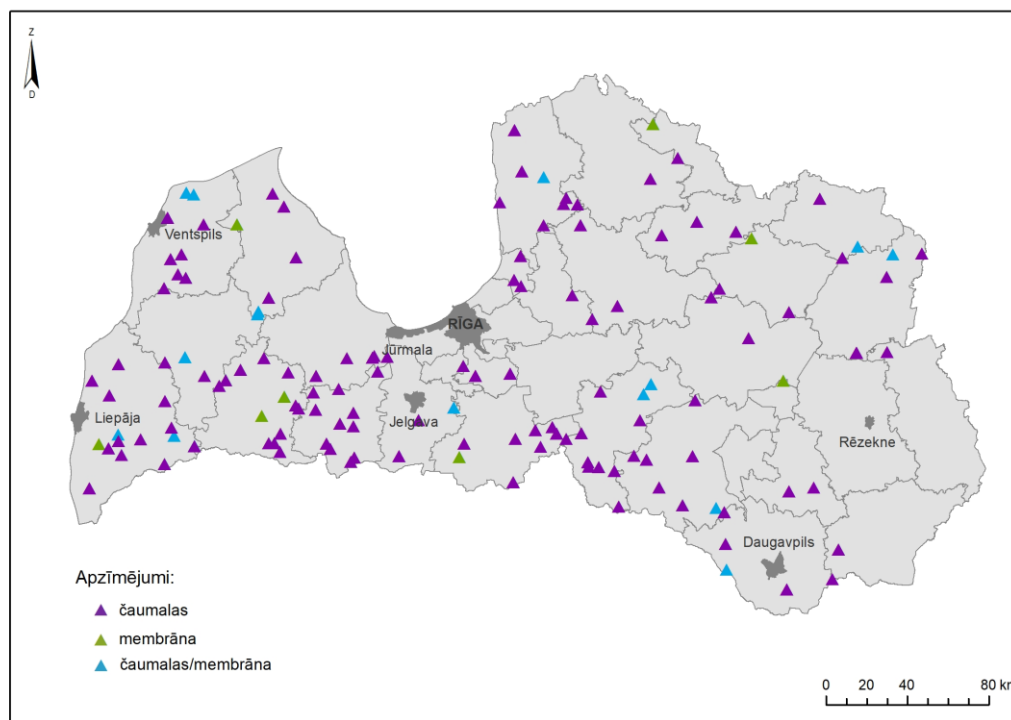
2.5. Melnā stārķa olu čaumalu ievākšanas metodes

Putnu olas pēc to šķilšanās ir piemēroti bioindikatoru neinvazīvai dzīvsudraba piesārņojuma novērtēšanas metodei, turklāt to ievākšanai nav nepieciešams kāpt pie pašas ligzdas, un tā netiek radīti papildu traucējumi putniem. Smagie metāli, ko pieaugušās mātītes uzņem ar barību, no to organisma tiek deponēti olās (Bouchentouf 2013).

Melnie stārķi pēc mazuļu izšķilšanās olu čaumalas izmet no ligzdas, kur pēcāk, ligzdas apsekojot, ir iespējams čaumalu paraugus uzlasīt un izmantot vides monitoringam nepieciešamajiem datiem. Izmantojot izšķīlušās olu čaumalas, stārķi netiek traucēti to ligzdošanas laikā, kas ir īpaši svarīgi kritiski apdraudēto sugu gadījumos. Olu čaumalas tajās esošos vides piesārņotājus saglabā vēl ilgu laiku, tādēļ tās ir iespējams izmantot, lai novērtētu piesārņojuma attīstības tendences laika gaitā.

Olu čaumalu paraugi ir ievākti no 2003. gada līdz 2021. gadam (izņemot 2011.gadu) (2.8. attēls), un kopā ir izanalizēti 294 paraugi no 139 ligzdošanas vietām Latvijā. No izanalizētajiem paraugiem kopumā iegūti 214 tīro čaumalu mērījumu rezultāti, 217 no čaumalas atdalīto membrānu mērījumi un 96 jaukta veida čaumalu un membrānu mērījumi, kur vai nu tos nav bijis iespējams atdalīt citu no cita, vai arī ir bijis pietiekami liels paraugu daudzums, lai veiktu arī jaukta veida mērījumus. Savāktās olu čaumalas ir dažāda lieluma – no gandrīz veselām olām līdz čaumalu drumslām, kas ir atrastas vai nu uz zemes zem melno stārķu ligzdām, vai arī pašās ligzdās putnu gredzenošanas laikā. Olām, kas ir svaigas vai daļēji inkubētas, membrānas ļoti cieši pieguļ čaumalai un ir grūti atdalāmas no tās, bet inkubētajām olām atlikušie membrānu fragmenti parasti viegli atdalās no čaumalas (Ābola et al. 2021). Visus savāktos olu čaumalu paraugus turpat savākšanas vietā marķē ar ligzdas numuru, vietu,

savākšanas laiku. Pēc ievākšanas un marķēšanas olu čaumalas tika žāvētas istabas temperatūrā.



2.8. attēls. Olu čaumalu paraugu ievākšanas vietas

Lielāku olu čaumalu gabali tika pēc iespējas pamatīgāk notīrīti ar mīkstu birstīti, tādējādi atbrīvojot tos no jebkādiem augsnes piemaisījumiem. Pirms mērījumu veikšanas, cik iespējams, olu čaumalas tika atdalītas no membrānas (2.9. attēls). Kur tas nebija iespējams, paraugi tika atzīmēti kā jaukta veida paraugi.



2.9. attēls. Olu čaumalu un membrānu sagatavošana mērījumiem (autores foto)

2.6. Melnā stārķa mēslu un olu čaumalu analīzes metodes

Mēslu un olu čaumalu paraugu mērījumi tika veikti LU Atomfizikas un spektroskopijas institūtā Augstas izšķirtspējas spektroskopijas un gaismas avotu tehnoloģijas laboratorijā. Izmantotā mērījumu metodika ir adaptēta institūtā, par pamatu ņemot iekārtas ražotāja izstrādāto metodiku un norādes (Gavare 2013). Izvēlētajam iestatījumam un parauga tipam (augšne un cietas vielas) aprēķinātais noteikšanas sliekšnis ir aptuveni 2 ng/g. Šo mērījumu veikšanai tika izmantotas šādas iekārtas:

- dzīvsudraba AAS analizators Lumex RA-915+ (ražotājs Lumex Analytics GmbH, Vācija),
- RA-915+ analizatora papildiekārta PYRO-915+ (ražotājs Lumex Analytics GmbH, Vācija),
- dators ar RS-232 komunikāciju portu, uz kura ir instalēta RAPID vadības programmatūra (izstrādātājs Lumex Analytics GmbH, Vācija) (2.10. attēls).



2.10. attēls. Paraugu mērījumi ar atomu absorbcijas spektrometru ar Zēmana korekciju LUMEX RA-915M un tā pievadu pirolītiskajai analīzei PYRO-915+ (autores foto)

Pirms mēslu un to sajaukumu ar veģetāciju mērījumu sākšanas spektrometrs tika kalibrēts un periodiski pārbaudīts ar standartu cietām vielām – BCR-060 Lagarosiphon major, kuram uzrādītā dzīvsudraba koncentrācija ir 340 ng/g. Savukārt pirms olu čaumalu, to membrānu un/vai to sajaukumu mērījumu sākšanas spektrometrs tika kalibrēts un periodiski pārbaudīts ar standartu cietām vielām – sertificētu gliemenes audu standartmateriālu ERM-278k, kura dzīvsudraba koncentrācija ir 71 ng/g. Kalibrēšanā izmanto vienas koncentrācijas standartu, variējot karotītē iesvērto masu un kopumā veicot 3 mērījumus. Kalibrācijas mērījumu procedūra ir līdzīga paraugu mērīšanai – standartu iesvēra, analizatoram ieslēdza kalibrācijas režīmu, no iegūtajiem mērījumu punktiem ģenerēja taisni un noteica tās slīpuma koeficientu, ko tālāk izmantoja koncentrācijas aprēķināšanai. Kalibrēšanas koeficienta aprēķinus automātiski veic Lumex RA-915+ papildinošā datorprogramma RAPID.

Paraugi pirms mērīšanas tika homogenizēti, sasmalcinot tos piestā ar miezeri. Tad iepriekš izkarsētā un atdzesētā karotē iesvēra paraugu, analizatoram ieslēdza integrēšanas režīmu, un krāsniņā tika ievietota karotīte parauga termiskai sadalīšanai. Pirmajā atomizatora kambarī (iztvaikošana) temperatūra ir 520–580 °C, otrajā kambarī (sadedzināšana) temperatūra sasniedz 650–750 °C. Arī paraugu mērījumos programma no iegūtajiem

mērījumu punktiem ģenerēja taisni, noteica tās slīpuma koeficientu un to izmantoja koncentrācijas aprēķināšanai. Vidējo koncentrāciju no parauga aprēķināja, saskaitot visus mērījumu rezultātus un to kopsummu izdalot ar veikto mērījumu skaitu. Mērīšanas ilgums ir 60 sekundes. Minimālais iesvars ir 8 mg, kas ir mazākais ieteicamais apjoms svāriem to precizitātei, un maksimālais – 150 mg, kas ir karotītē iespējamais iesvara daudzums. Ja paraugā bija pietiekami daudz materiāla, ko mērīt, tad mērījumus atkārtoja vidēji 4–5 reizes, un tiem aprēķināja standartnovirzes. Standartnoviržu aprēķina formula ir:

$$s_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - x_{vid})^2}{n(n-1)}}$$

x_i = no viena parauga mērījuma iegūtā koncentrācija
 x_{vid} = visu parauga mērījumu vidējā koncentrācija (AVERAGE)
 n = kopējais viena parauga veiktais mērījumu skaits

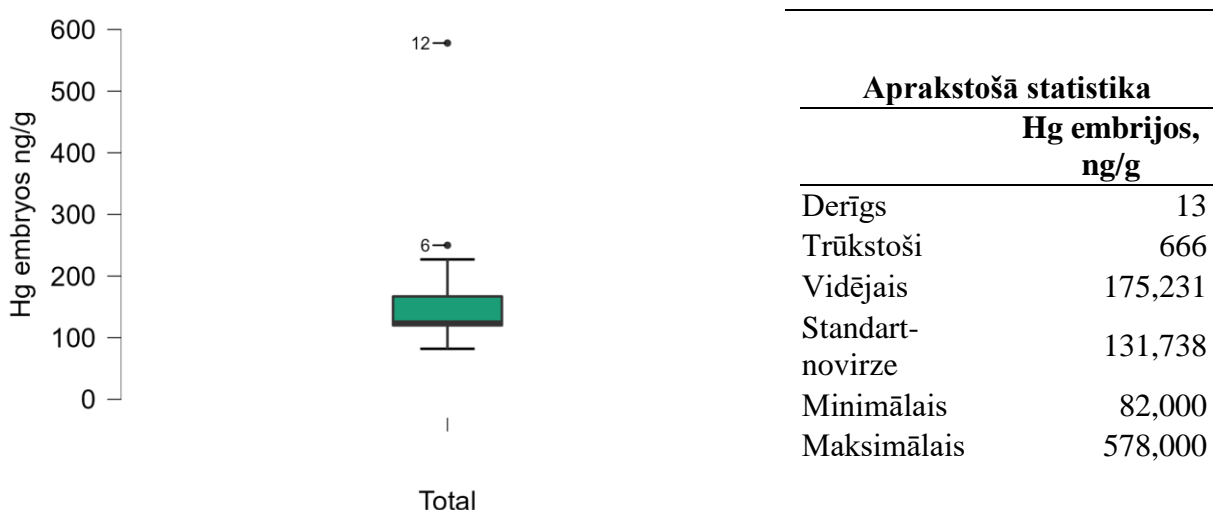
Pirolītiskā sadedzināšana ļāva veikt tiešus mērījumus bez īpašām priekšapstrādes procedūrām, samazinot iespējamo parauga piesārņojumu un sniedzot gandrīz tūlītējus rezultātus. Vidējais iesvars mēsliem bija 20,59 mg (8,1–64,0 mg). Vidējais iesvars olu čaumalām bija 27,59 mg (8,9–106,46 mg) sausmasas, membrānām – 20,11 mg (8,10–63,53 mg), bet jauktajiem paraugiem, kur membrānu un čaumalu nebija iespējams atdalīt, – 39,58 mg (15,57–130,82 mg).

Arī no mēsliem un olu čaumalām iegūto datu statistiskā analīze tika veikta datu apstrādes programmā JASP (izstrādāta Amsterdamas universitātē, Nīderlande) (JASP Team 2022).

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

3.1. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu embrijos

2021. gadā tika ievākti kopumā 13 neizšķīlušos (neproduktīvo) olu embriji no plēsēju izpostītām vai starpsugu konfliktā cietušām melno stārķu ligzdām. Seši paraugi tika ievākti Saldus novadā, starp tiem četri embriji bija no vienas ligzdas (Plegznas (4), Tušķu mežs (1), Āķu mežs (1)), divi paraugi no vienas ligzdas Olaines (Ēbeļmuižas purvs) un Ventspils (Naiži) novadā, bet pa vienam embriju paraugam bija no Dobeles (Zīles), Jēkabpils (Brežģu purvs), Krāslavas (Šaltupes mežs) novada. Visos iegūtajos paraugos bija sastopams dzīvsudraba piesārņojums paaugstinātās vērtībās (3.1. attēls). Raksturīgākais vērtību izkliedes diapazons ir robežās no 120 (pirmā kvartile (=25%)) ng/g līdz 167 (trešā kvartile (=75%)) ng/g. Novērotas divas ekstrēmas vērtības – 250 ng/g, un viens embrija paraugs ir ar ārkārtīgi augstu vērtību – 578 ng/g, kas no vidējās vērtības atšķiras trīs reizes.



3.1. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu embrijos. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

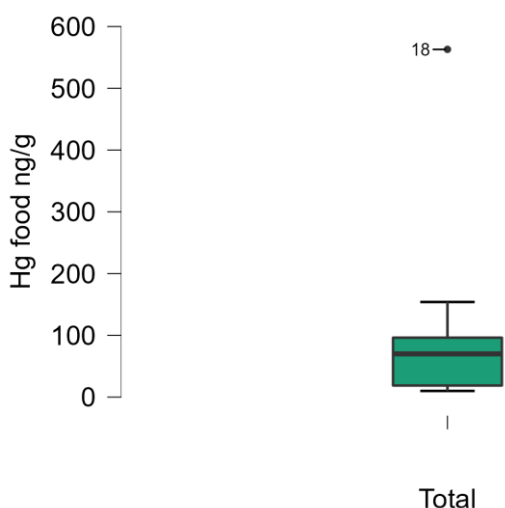
Paraugs, kas ir ar visaugstāko izmērīto dzīvsudraba vērtību, ir viens no četriem Plegznu embiju paraugiem vienas ligzdas kontekstā, un tas vedina domāt, ka, iespējams, šī ir bijusi pirmā mātītes izdētā ola, caur kuru tā ir mēģinājusi attīrīt savu organismu no dzīvsudraba (pārējiem šīs ligzdas embrijiem dzīvsudraba daudzums bija 83–121 ng/g). Līdzīga situācija ir ar otru augstāko vērtību Naižu ligzdā, kur vienam no embrijiem ir jau minētais 250 ng/g liels dzīvsudraba piesārņojums, bet otram embrijam tas ir 227 ng/g. Ēbeļmuižas ligzdas embrijos dzīvsudraba koncentrācijas atšķirības bija niecīgas – 124 ng/g un 120 ng/g. Spēcīgāka koncentrāciju atšķirība starp pirmo un nākamajām olām, iespējams, var būt tajos gadījumos,

kad mātīte dzīvsudraba piesārņojumu ir uzņēmusi migrējot, bet lokālā vidē to vairs neuzņem. Ja melno stārķu mātīte olu dēšanas laikā barojas ar dzīvsudrabu piesārņotās vietās, dzīvsudraba izkliede starp pirmo un pārējām olām var nebūt tik liela. Kā jau minēts iepriekš, dzīvsudrabs no uztura uz mātīšu olām var pāriet divas dienas pēc toksiskas barības lietošanas (Kucharska et al. 2021), kas vidēji atbilst olas izveidošanās laikam mātītes organismā (LDF tiešraides kameras).

Rezultāti liecina, ka visos paraugos ir pārsniegts Ministru kabineta noteikumos (Noteikumi par virszemes .. 2002) noteiktais dzīvsudraba robežlielums biotā (20 ng/g), pārsniegšanas reižu skaits variē no 4 līdz pat 29 reizēm.

3.2. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu barības atriņās

2021. gadā tika iegūti 20 barības atriņu paraugi, melno stārķu mazuļiem tos atriņot gredzenošanas laikā. Minimālā vērtība šim parauga veidam ir 10 ng/g, maksimālā – 563 ng/g (3.2. attēls). Vidējā dzīvsudraba vērtība no iegūtajiem paraugiem ir 86,65 ng/g, bet viens paraugs ir ar ekstrēmu vērtību ārpus datu kopas – 563 ng/g. Šāds dzīvsudraba piesārņojuma daudzums ir konstatēts trīsdatu stagarā *Gasterosteus aculeatus*, kas ievākts melno stārķu mazuļu gredzenošanas laikā Pāvilostas novadā, Vērgales pagastā. No visiem iegūtajiem barības atriņu paraugiem septiņi bija ar nepārsniegtu MK noteikto robežvērtību dzīvsudraba piesārņojumam biotā, trīspadsmit – ar pārsniegtu robežvērtību.

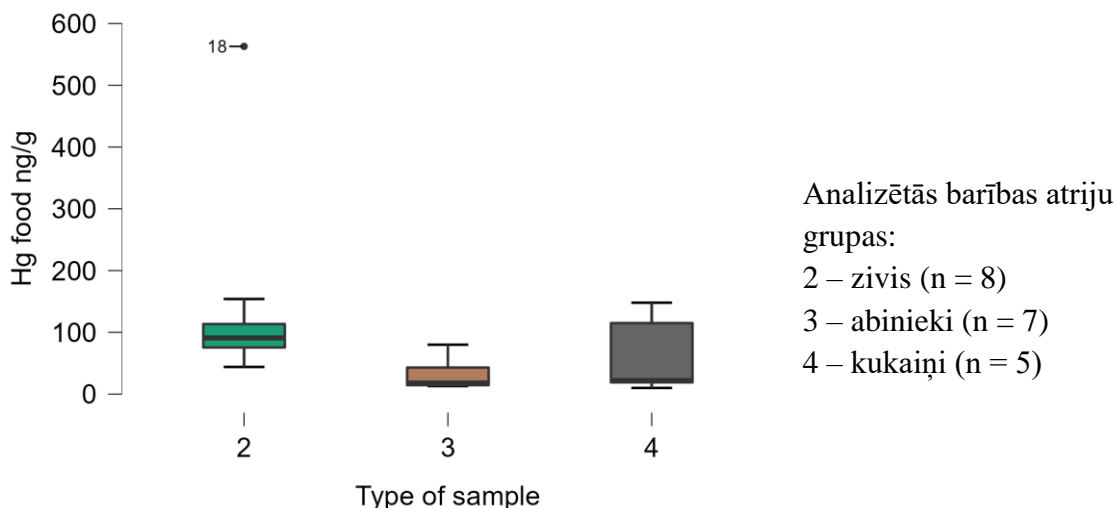


Aprakstošā statistika

	Hg barībā, ng/g
Derīgs	20
Trūkstoši	659
Vidējais	86,650
Standart- novirze	121,058
Minimālais	10,000
Maksimālais	563,000

3.2. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu barības atriņās. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Iegūtie barības atriņu paraugi dzīvsudraba piesārņojuma novērtēšanai tika sadalīti trīs grupās – zivis, abinieki un atriņas ar kukaiņiem (3.3. attēls).



3.3. attēls. Melno stārķu barības atriņu iedalījums pēc grupām. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

- 1) Zivju paraugos vidējā dzīvsudraba vērtība tika noteikta 149,13 ng/g, minimālā vērtība – 44 ng/g, maksimālā – 563 ng/g. Starp šiem paraugiem bija tādas zivju sugas kā stagari, raudas, līnis, karūsa, līdaka (3.1. tabula).

3.1. tabula. Zivīs noteiktais dzīvsudraba daudzums

Sugas nosaukums	Novads un ligzdvieta	Dzīvsudraba koncentrācija, ng/g
Stagari	Bauskas n. (Bataru purvs)	44 (+/-7)
Stagari	Preiļu n. (Šusta mežs)	74 (+/-12)
Rauda	Dienvidkurzemes n. (Stūrīši)	76 (+/-12)
Līnis	Kuldīgas n. (Lapupe)	87 (+/-14)
Karūsa	Olaines n. (Ēbeļmuižas purvs)	95 (+/-16)
Līdaka	Saldus n. (Tušķu mežs)	100 (+/-17)
Raudas (5 gab.)	Dienvidkurzemes n. (Stūrīši)	154 (+/-25)
Deviņdatu stagars	Dienvidkurzemes n. (Kristapene)	563 (+/-93)

Iegūtie dati no zivju paraugiem ir īpaši būtiski, jo tie atspoguļo ūdens ekosistēmas veselīgumu, īpaši, ja šos rezultātus aplūko no trofiskās barības ķēdes aspekta. Kā jau minēts iepriekš, ūdenī esošais metildzīvsudrabs ne tikai bioakumulējas ūdens organismos, bet arī biomagnificējas, uzkrājot lielāku piesārņojuma līmeni augšup pa barības ķēdes trofiskajiem līmeņiem (Zuber et al. 2011). Sākotnēji ūdens vidē esošo metildzīvsudrabu absorbē dažādi mikrobi un fitoplanktons, caur kuriem tas tālāk nonāk barības ķēdē un bioakumulējas. Iegūtie dati par zivīm parāda, ka dzīvsudraba piesārņojums ir sastopams gan zivīs, kas pārtiek no

planktona (piemēram, stagari un raudas) un bentosa (piemēram, līņi), gan arī plēsīgajās zivīs, kas par barības bāzi izmanto citas zivis (piemēram, līdakas). Šajā gadījumā līdakas paraugā esošais dzīvsudraba piesārņojuma līmenis ir mazāks nekā no Stūrīšu ligzdā iegūtajām raudām, bet Kristapenes ligzdā iegūtā deviņdatu stagara, kas pārtiek no aļģēm un bezmugurkaulniekiem, paraugā tas ir ekstrēmi augsts. Datu ir pārāk maz, lai no tiem varētu iegūt pārliecinošu ainu par dzīvsudraba biomagnificēšanās procesiem Latvijas ūdens vidē, tomēr tie norāda uz lokāli piesārņotām vietām, kurās dzīvsudraba piesārņojums, visticamāk, ir paaugstināts arī ūdenī.

- 2) Abiniekiem vidējā dzīvsudraba vērtība tika noteikta 32,23 ng/g, minimālā vērtība – 13 ng/g, maksimālā – 80 ng/g. Abinieku barības grupā bija pa vienam zaļās vardes un lielā tritona paraugam un 5 parasto varžu paraugi (3.2. tabula).

3.2. tabula. Abiniekos noteiktais dzīvsudraba daudzums

Sugas nosaukums	Novads	Dzīvsudraba koncentrācija, ng/g
Zaļā varde	Saldus n. (Tušķu mežs)	13 (+/-2)
Parastā varde	Jēkabpils n. (Aļņi)	14 (+/-2)
Parastā varde	Bauskas n. (Bataru purvs)	15 (+/-2)
Parastā varde	Saulkrastu n. (Ķivuļurgas)	18 (+/-3)
Parastā varde	Aizkraukles n. (Mazzalves purvs)	20 (+/-3)
Parastā varde	Dobeles n. (Zīles)	66 (+/-11)
Lielais tritons	Saldus n. (Tušķu mežs)	80 (+/-13)

Parastā varde barojas no tādiem bezmugurkaulniekiem kā vaboles, odi, moluski, kukaiņu kāpuri un sliekas (Pupiņš et al. 2011). Savukārt lielais tritons uz sauszemes barojas ar zirnekļveidīgajiem, kailgliemežiem, sliekām, kukaiņiem un to kāpuriem, ūdenī – ar moluskiem, ūdens vabolēm, odu un spāru kāpuriem, sīkiem vēžveidīgajiem un zivju un abinieku ikriem (Pupiņš et al. 2011). Zīļu ligzdā un Tušķu meža ligzdā iegūtie parastās vardes un lielā tritona paraugi norāda uz dzīvsudraba piesārņojumu, kas iegūts no dažādiem bezmugurkaulniekiem, kurus ietekmējis dzīvsudraba piesārņojums. Tritons piesārņojumu vēl varētu būt uzņēmis no lokāli piesārņotas ūdenstilpes vai tajā atrodamās barības.

- 3) Kukaiņu atriņu paraugu grupā vidējā dzīvsudraba vērtība ir 62,80 ng/g, minimālā – 10 ng/g, maksimālā – 148 ng/g. Tiek pieļauts, ka stārķis apēd maksteņu kāpurus, parastās strautspāres, ūdensvaboles un to kāpurus (jo varde tiem netiek klāt), maijvaboles, lielās skrejvaboles, varbūt arī skrejvaboles un sprakšķa kāpurus (V. Spuņģa mutisks ziņojums),

tie tiek atzīmēti kā kukaiņi virs 1 cm garuma (3.3. tabula). Savukārt kukaiņi, kas ir īsāki par 1 cm, visticamāk, melnajos stārķos ir nonākuši caur abiniekiem, jo diez vai stārķis pats lasa sīkos kukaiņus, kas ir tikai pāris milimetru gari. Vardēm ir vāja gremošanas sistēma, un kukaiņi fēcēs ir labi nosakāmi, parasti tie nav sadalīti smalkos fragmentos. Ja varde iziet caur stārķa gremošanas traktu, tad tās gremošanas orgānos esošais saturs tiek sasmalcināts un atriņās ir stipri fragmentēts (V. Spuņģa mutisks ziņojums). Starp šiem kukaiņiem ir skrejvaboles, īsspārņi, sprakšķi, lapgrauži, zirneklī, bites, smecernieki, līķvaboles, koksngrauzi, skudras, zemesblaktis, vaboles.

3.3. tabula. Kukaiņu atriņās noteiktais dzīvsudraba daudzums

Sugas nosaukums	Novads	Dzīvsudraba koncentrācija, ng/g
Īsāki par 1 cm: skrejvabole (<i>Carabidae sp.</i>) 1 gab., lapgrauzis (<i>Chrysomela sp.</i>) 1 gab., īsspārnis (<i>Staphylinidae sp.</i>) 1 gab., sprakšķis (<i>Elateridae</i>) 1 gab., lapgrauži (<i>Chrysomelidae spp.</i>) 2 gab., zirneklis (<i>Aranea?</i>) 1 gab.	Jēkabpils n. (Aļņi)	< 10
Maksteņu (Trichoptera) kāpuri	Saulkrastu n. (Ķivuļurgas)	19 (+/- 3)
Parastā strautspāre (<i>Cordulegaster boltonii</i>) 4 gab.	Saulkrastu n. (Ķivuļurgas)	22 (+/- 4)
Garāki par 1 cm: lauka maijvabole (<i>Melolontha melolontha</i>) 1 gab., airvabole (<i>Dytiscus sp.</i>) 1 gab., airvabole (<i>Dytiscus sp.</i>) >4 gab., skrejvabole (<i>Carabus granulatus</i>) 1 gab., skrejvabole (<i>Pterostichus melanarius</i>) >3 gab. Īsāki par 1 cm: bite (Apoidea) 1 gab., skrejvabole (<i>Ophonus curreus</i>) 1 gab., skrejvaboles (<i>Elaphrus sp.</i>) >2 gab., skrejvaboles (<i>Carabidae spp.</i>) >8 gab., īsspārņi (<i>Staphylinidae</i>) >8 gab., smecernieki (<i>Phyllobius sp.</i>) >5 gab., līķvaboles (<i>Phosphuga atrata</i>) 3 gab., sprakšķi (<i>Elateridae sp.</i>) 2 gab., smecernieki (<i>Curculionidae spp.</i>) >4 gab., lapgrauži (<i>Chrysomelidae spp.</i>) 2 gab., koksngrauzis (<i>Cerambycidae sp?</i>) 1 gab., vaboles (<i>Coleoptera spp.</i>) >4 gab.	Dienvidkur- zemes n. (Stūrīši)	115 (+/- 19)

3.3. tabulas turpinājums

<p>Garāki par 1 cm: lauka maijvaboles (<i>Melolontha melolontha</i>) 3 gab., skrejvabole (<i>Carabus granulatus</i>) 1 gab., skrejvabole (<i>Carabus arvensis</i>) 1 gab., skrejvaboles (<i>Pterostichus melanarius</i>) >7 gab.</p> <p>Īsāki par 1 cm: skrejvabole (<i>Notiophilus sp.</i>) 1 gab., skrejvaboles (<i>Carabidae spp.</i>) >6, skudra (<i>Formica sp.</i>) 1 gab., smecernieki (<i>Phyllobius sp.</i>) >4, bite (Apoidea) 1 gab., īsspārņi (Staphilinidae) >3 gab., smecernieki (<i>Curculionidae</i>) >3 gab., vaboles (<i>Coleoptera spp.</i>) >4, zemesblaktis (<i>Lygaeidae</i>) >5 gab., lapgrauži (<i>Chrysomelidae spp.</i>) >3 gab., nenoteikti kukaiņi (<i>Insecta spp.</i>) >4 gab.</p>	<p>Dienvidkurzemes n. (Mauriņi)</p>	<p>148 (+/- 24)</p>
---	-------------------------------------	---------------------

Divi no ievāktajiem kukaiņu paraugiem uzrāda nepārsniegtu dzīvsudraba koncentrācijas sliekšni biotā, viens nedaudz pārsniedz šo robežvērtību. Savukārt satraucoši mērījumu rezultāti ir iegūti divos ievāktos kukaiņu paraugu mērījumos, kur normatīvs ir pārsniegts gandrīz seškārt (Stūrīšu ligzda) un septiņkārt (Mauriņu ligzda). Abas paaugstinātās vērtības ir reģistrētas Dienvidkurzemes novadā Priekules un Dunikas pagastā.

Kukaiņi ir viens no nozīmīgākajiem barības ķēžu komponentiem. Vienlaikus kukaiņi ir arī būtisks vektors to audos akumulētā piesārņojuma transportēšanā uz augstākiem barības ķēžu līmeņiem. Kukaiņu metamorfozes laikā piesārņojošo savienojumu koncentrācija var būtiski mainīties. Smago metālu un aromātisko oglekļa savienojumu koncentrācija parasti ir būtiski lielāka kāpuriem nekā kukaiņu pieaugušām formām. Hloru saturošiem organiskajiem savienojumiem savukārt ir tendence lielākās koncentrācijās uzkrāties pieaugušajā organismā. Piemēram, hlororganiskie savienojumi kukaiņos, kuru kāpuri, tiem pieaugot, uzturas ūdens vidē, var būt koncentrācijās, kas ir bīstamas putniem, sikspārņiem, zirnekļiem u.c. plēsējiem. Insekti, kuru kāpuru attīstība noris ūdens vidē, var būt nozīmīgi piesārņojuma pārnēsētāji no ūdens uz sauszemes ekosistēmām (Kraus et al. 2014). Kukaiņi var būt arī būtisks vektors metildzīvsudraba pārvešanā barības ķēdēs, apdraudot plēsīgās sugas. Dzīvsudraba akumulētais ūdens vidē dzīvojošie kukaiņi, gan arī herbivorie, piemēram, lapgrauži, kas to uzņem tieši no augiem (Loic et al. 2019). Paaugstināta dzīvsudraba piesārņojuma koncentrācija kukaiņos ir bīstams vides piesārņojuma indikators.

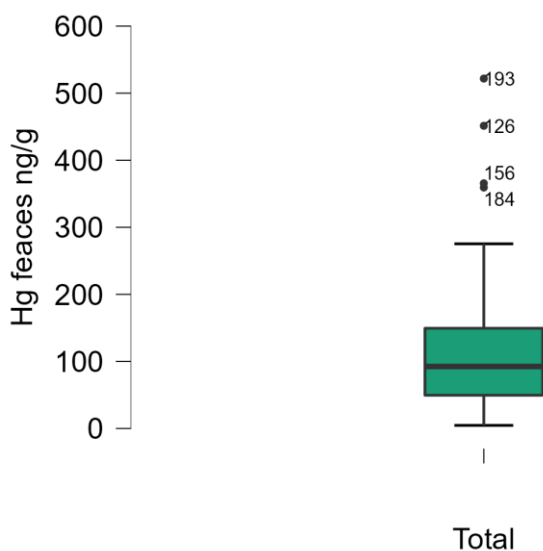
Pēc barības atriņu datu analīzes var secināt: ja paraugu skaits ir līdzvērtīgs, abiniekos dzīvsudraba koncentrācijas variācija ir salīdzinoši mazāka. Lielākā koncentrācijas izkliede vērojama zivju paraugos, īpaši jāatzīmē viens ekstrēmi piesārņots paraugs stagaros, kur

dzīvsudraba koncentrācija bija gandrīz seškārt augstāka nekā pārējos paraugos. Savukārt kukaiņu atriņu paraugos vērojama lielākā koncentrācijas izkliede – variācija ir robežās 10–148 ng/g. Mazāk piesārņotie un Ministru kabineta noteikumos noteiktajam dzīvsudraba normatīvam atbilstošākie ir abinieku paraugi, kur starp 7 paraugiem paaugstināta dzīvsudraba vērtība bija diviem paraugiem, pārsniedzot noteikto robežlielumu biotā (20 ng/g) trīs līdz četras reizes. Visos ievāktajos zivju paraugos normatīvs tika pārsniegts 2–28 reizes.

3.3. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu mēsls

Putnu mēsli sastāv no fekālijām un urīna, kur lielākais īpatsvars ir urīnskābes atvasinājumiem vai tās sāļiem. Urīnskābe satur slāpekli saturošu vielu, un putni ar to no organisma izvada metālus, kas sākotnēji uzsūcas caur zarnām (Eeva et al. 2020). Lai samazinātu ķermeņa svaru, melnie stārķi urīnu sevī neuzkrāj, bet to regulāri izvada. Izzuvuši melnā stārķa mēsli izskatās kā kaļķojums, kam, iespējams, ir divas funkcijas. Pavasarī tie var norādīt citiem stārķiem, ka konkrētā ligzda jau ir aizņemta. Vasarā, kad ligzdās ir tikai mazuļi, lielais mēslu daudzums varētu būt ķīmisks sterilizators, kas atbaida no ligzdas tādus eksoparazītus kā, piemēram, blusas (M. Strazda mutiska informācija).

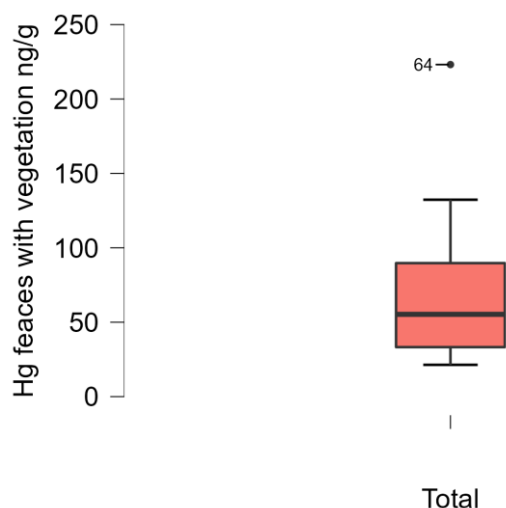
Šajā pētījumā analizētie mēslu paraugi ir ievākti 2018.–2021. gadā. Kopumā izanalizēti 137 mēslu paraugi, kuri ir bez veģetācijas piemaisījumiem. Raksturīgākais vērtību izkliedes diapazons mēslu paraugiem ir robežās no 47,54 ng/g (pirmā kvartile (=25%)) līdz 149,43 ng/g (trešā kvartile (=75%)) ar vidējo mediānas vērtību 108,83 ng/g (3.4. attēls). Ir novērojamas četras paaugstinātas vērtības, kas no vidējās vērtības atšķiras gandrīz četras līdz sešas reizes. Viens no šiem paraugiem ir iegūts 2018. gadā Dienvidkurzemes novadā (451,35 ng/g), pārējie trīs – 2021. gadā Aizkraukles, Dobeles un Dienvidkurzemes novadā (attiecīgi 365,60, 359,34 un 521,78 ng/g).



Aprakstošā statistika	
Hg mēslos, ng/g	
Derīgs	137
Trūkstoši	542
Vidējais	109,31
Standartnovirze	83,98
Minimālais	4,620
Maksimālais	521,780

3.4. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu mēslos. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Mēslu, kuru paraugus nebija iespējams nodalīt no veģetācijas (lapām, mizām u.tml.), dzīvsudraba mērījumi tika veikti jaukta veida paraugos (3.5. attēls). Mēslu paraugi ar veģetācijas piejaukumiem bija no 2019. un 2020. gada, kopumā 31 paraugs. Šo paraugu vidējā mediānas vērtība ir 66,30 ng/g ar raksturīgāko vērtību izkliedes diapazonu no 33,26 ng/g (pirmā kvartile (=25%)) līdz 89,72 ng/g (trešā kvartile (=75%)). Jaukto mēslu paraugos ir viena izlecoša vērtība, kas iegūta 2020. gadā Kazdangas pagastā.



Aprakstošā statistika	
Hg mēslos ar veģetāciju, ng/g	
Derīgs	32
Trūkstoši	647
Vidējais	66,299
Standartnovirze	41,772
Minimālais	21,360
Maksimālais	223,130

3.5. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu mēslos ar veģetācijas piejaukumiem. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

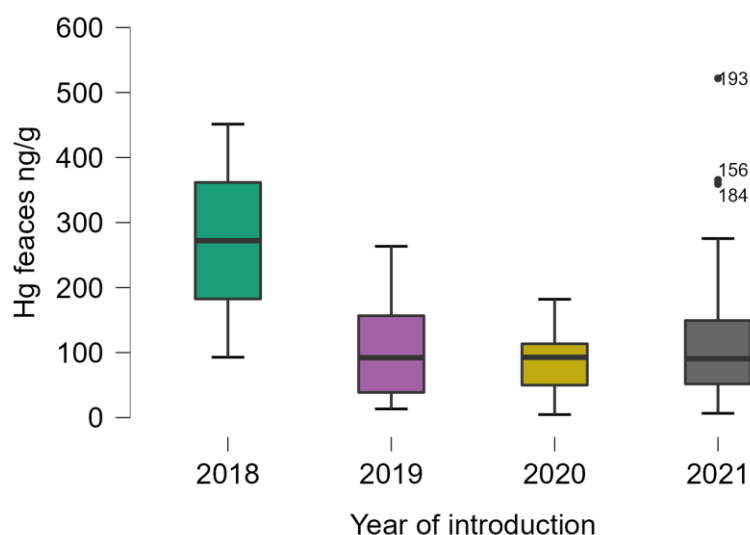
Tā kā mērījumu veikšanas laikā radās bažas par to, vai veģetācijas piejaukums nebojā iegūtos paraugus, tika veikta korelācijas analīze starp paraugiem, no kuriem bija iespējams veikt gan tīros mēslu mērījumus, gan mēslu ar veģetācijas piejaukumiem mērījumus (kopā 34 paraugi) (3.4. tabula). Iegūtie rezultāti uzrādīja, ka korelācija starp šiem paraugiem ir statistiski nebūtiska, un nevar apgalvot, ka šie paraugi ir savstarpēji saistāmi, tādēļ dzīvsudraba analizēšanā šos mēslu un veģetāciju sajaukumus drošāk būtu neņemt vērā. Iespējams, to ietekmē salīdzinoši nelielā datu kopa. Tomēr pašreiz ir redzams, ka mēslu paraugs ar piejaukumiem ir derīgs analīzei, jo veģetācijas piemaisījumi nesabojā paraugu.

3.4. tabula. Pīrsona korelācija starp mēsliem un mēsliem ar veģetācijas piejaukumu

Pīrsona korelācija	
	Pīrsona rādītājs p
Hg mēslos ng/g - Hg mēslos ar veģetāciju ng/g	0,393 0,119

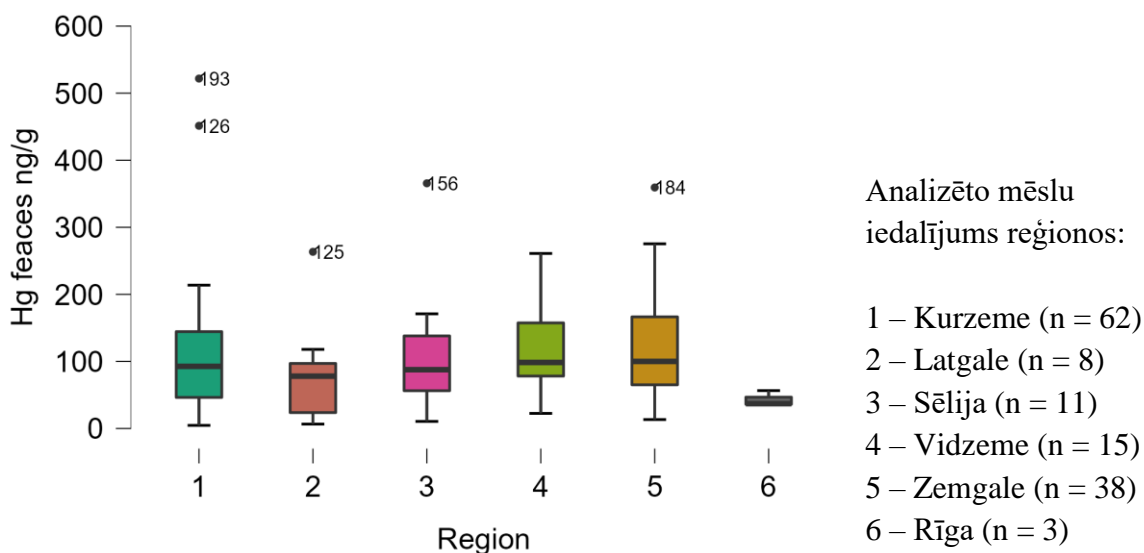
* p < ,05; ** p < ,01; *** p < ,001

Lai izvērtētu dzīvsudraba piesārņojuma pieauguma tendenci, visi iegūtie mēslu paraugi tika sadalīti pēc to iegūšanas gada (3.6. attēls). Iegūtie dati pirmšķietami parāda, ka ir novērojama pozitīva samazinājuma tendence ar vidējo vērtību 272,08 ng/g (2018. g. n=2), 107,79 ng/g (2019. g. n=28), 89,82 ng/g (2020. g. n=32), 113,85 ng/g (2021. g. n=75), tomēr datu kvalitāti ietekmē ievāktais paraugu daudzums, kas 2021. gadā bijis vislielākais, turklāt šajā gadā ir daži spēcīgi piesārņoti mēslu paraugi, kas tomēr vedina domāt, ka dzīvsudraba piesārņojuma problēma vidē ir stabili pastāvīga. Pēdējo trīs gadu dzīvsudraba vidējās koncentrācijas vērtība pārsniedz Ministru kabineta noteikumos noteikto dzīvsudraba koncentrācijas normatīvu (20 ng/g) vidēji četras reizes, bet 2021. gada ekstrēmās vērtības šo normatīvu pārsniedz 18–26 reizes.



3.6. attēls. Melno stārķu mēslu paraugu iedalījums pēc ievākšanas gada. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Vērtējot dzīvsudraba piesārņojuma daudzumu mēsls, paraugi tika sadalīti pēc reģionālās piederības – Kurzeme, Latgale, Sēlija, Vidzeme un Zemgale. Šiem datiem tika pievienoti arī no Rīgas Nacionālā zooloģiskā dārza iegūto stārķu mēslu paraugu mērījumu dati (3.7. attēls). Vidējās piesārņojuma vērtības reģionāli ir līdzīgas – 105,19 ng/g Kurzemē, 113,31 ng/g Sēlijā, 119,31 ng/g Vidzemē un 121,30 ng/g Zemgalē. Nedaudz mazākas tās ir Latgales reģionā (84,99 ng/g), ko var saistīt arī ar nelielo datu daudzumu. Latgales, Sēlijas, Vidzemes un Zemgales reģionā ir vērojamas ekstrēmi augstas dzīvsudraba koncentrācijas vērtības 261–366 ng/g, tomēr Kurzemē situācija ir sliktāka, jo tajā augstās vērtības ir daudz lielākas nekā citos reģionos, turklāt tās ir vairākas – 451,35 ng/g un 521,78 ng/g, kas ir attiecīgi Bārtas un Aizputes pagastā. Rīgas Nacionālā zooloģiskā dārza stārķu mēslu paraugu vidējā vērtība ir 42,87 ng/g. Šie paraugi ir iegūti no diviem melno stārķu īpatņiem (mātīte un tēviņš) un no viena baltā stārķa tēviņa (attiecīgi 36,97 ng/g, 56,47 ng/g un 35,16 ng/g). Šie putni tiek baroti kontrolētos apstākļos, tomēr arī tajos dzīvsudraba piesārņojums ir augstāks par Ministru kabineta izdoto pieļaujamo dzīvsudraba normatīvu, pārsniedzot to gandrīz 2–3 reizes. Zooloģiskā dārza stārķi tiek baroti ar maltu liellopu gaļu un reņģēm, kā arī pēc iespējas ar insektiem: circeņiem, tarakāniem un sienāžiem. Vasarā šiem putniem tiek dotas dzīvas karūsas un citas saldūdens zivis, kā arī vārdes, cik iespējams tās saķert (R. Rozentāla mutiska informācija).

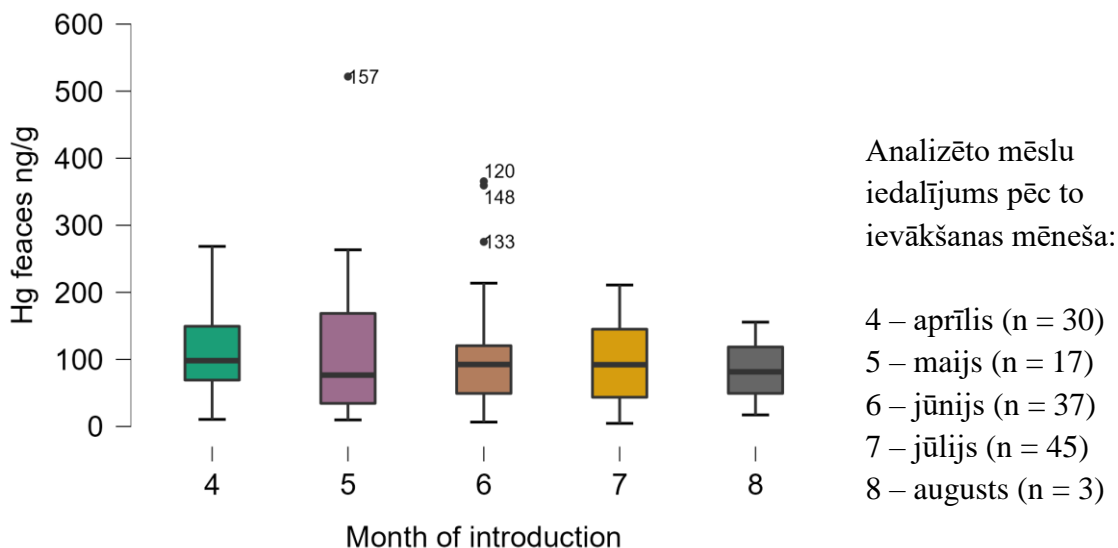


3.7. attēls. Melno stārķu mēslu paraugu iedalījums pēc reģioniem. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Melno stārķu mēslu analīze ļauj atšķirt pieaugušo putnu piesārņojumu ar dzīvsudrabu no to mazuļiem, jo pieaugušie putni caļus pārstāj pastāvīgi pieskatīt, kad tie ir sasnieguši konkrētu vecumu, kas vidēji ir apmēram 2–3 nedēļas. Pēc šī laika, kas normālos apstākļos ir jūnija sākums, pieaugušie stārķi uz ligzdu atgriežas tikai tādēļ, lai barotu mazuļus, bet tajā vairs neuzturas un neizkārnās. Dzīvsudraba daudzums nesēn šķītušos caļu organismos atspoguļo dzīvsudraba nogulsnešanos mātītēs olu attīstības laikā, taču īsi pēc izšķilšanās caļi strauji aug un atšķaida organismā esošā dzīvsudraba slodzi, izdalot to aktīvi augošajās spalvās un caur somatisko pieaugšanu. Tuvojoties izlidošanas brīdim, dzīvsudraba koncentrācija caļu ķermenī atkal sāk palielināties, jo spalvu augšanas ātrums un organisma pieaugšana palēninās (Herring et al. 2012).

Vidējā piesārņojuma vērtība aprīlī, kad melno stārķu tēviņi pirmie atgriežas no migrācijas, ir 113,97 ng/g (3.8. attēls), un šī vērtība var gan apzīmēt putnu migrācijas laikā uzņemto piesārņojumu, gan pirmo lokālas izcelsmes barošanās vietu piesārņojuma ietekmi to organismā. Maijā vidējā vērtība ir nedaudz pieaugusi – 128,14 ng/g, ko, iespējams, var saistīt ar lokālā piesārņojuma pastiprinātu uzņemšanu, turklāt tas norāda uz kopējo piesārņojumu gan mātīšu, gan tēviņu organismā. Jūnija vērtība – 105,48 ng/g – norāda uz mazuļu piesārņojumu ar tiem atnesto lokālas izcelsmes barību. Jūlijā vidējā dzīvsudraba vērtība ir nedaudz zemāka – 100,38 ng/g –, un teorētiski šī krituma iemesls izskaidrojams ar mazuļu spalvu maiņu, tiem ar spalvām izdalot organismā esošo dzīvsudrabu. Augustā normālos apstākļos (ar nosacījumu, ja tas nav vēlāis perējums) melno stārķu mazuļi pamest savas ligzdas un dodas savā pirmajā migrācijā uz ziemošanas vietām. To daļēji apliecina arī

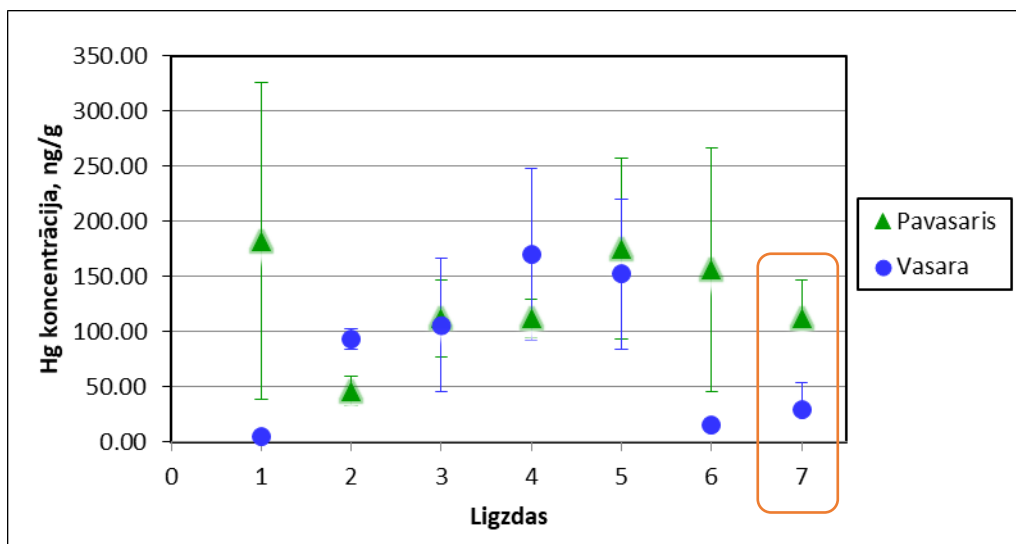
nelielais paraugu skaits šajā mēnesī. Šo trīs vēlo perējumu vidējā vērtība augustā arī ir ar lejupejošu tendenci, uzrādot 84,78 ng/g augstu dzīvsudraba piesārņojumu. Vidējā vērtība pa mēnešiem īpaši nemainās, bet svārstību diapazons ir ar raksturīgu lejupejošu tendenci. Augusta paraugos, salīdzinot ar aprīli, dzīvsudraba koncentrācijas maksimālā vērtība samazinās par 42%.



3.8. attēls. Melno stārķu mēslu paraugu iedalījums pēc ievākšanas mēneša. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

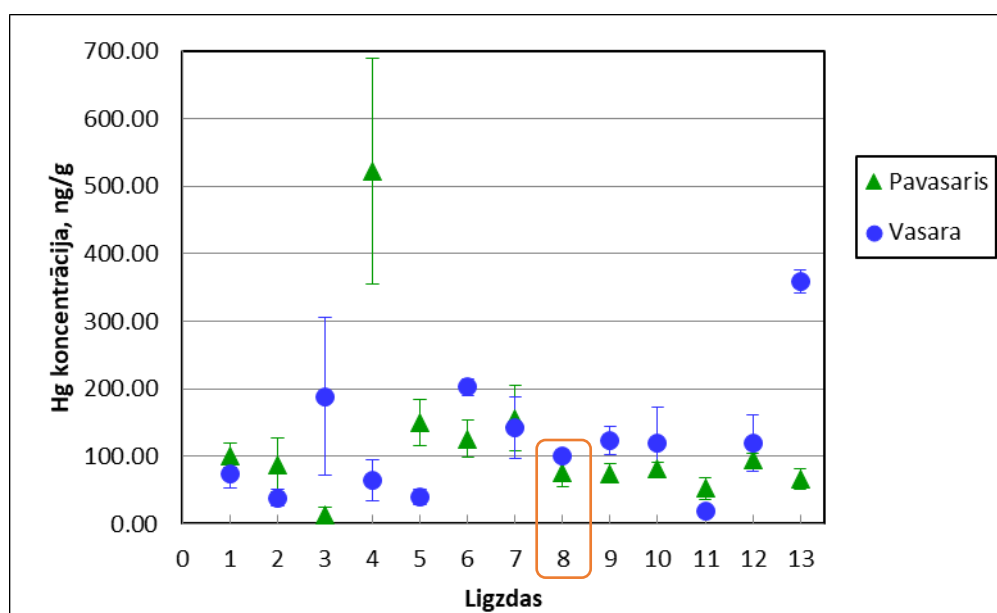
No visiem iegūtajiem paraugiem pētījuma gaitā ir izdevies atlasīt salīdzinošos datus par pavasara un vasaras mēslos esošā dzīvsudraba daudzumu konkrētās ligzdās. Šie dati palīdz nodalīt pieaugušo putnu, kas uzturas ligzdās olu dēšanas un perēšanas laikā, piesārņojuma atšķirības no to mazuliem, kas ligzdās uzturas vasarā.

2020. gadā (n=7), salīdzinot dažādas ligzdvietas (3.9. attēls), četros paraugos (Aizputē (1. ligzda), Pāvilostā (5. ligzda), Jelgavā (6. ligzda) un Rucavā (7. ligzda)) dzīvsudraba koncentrācija pavasara paraugos ir augstāka nekā vasaras paraugos, kurpretī divās ligzdās (Grobiņā (2. ligzda) un Aizputē (4. ligzda)) situācija ir pretēja – augstāka koncentrācija ir vasaras paraugos. Nīcas pagasta (3. ligzda) mēslu paraugos dzīvsudraba koncentrācija ir gandrīz līdzvērtīga gan pavasarī, gan vasarā.



3.9. attēls. Dzīvsudraba koncentrācijas atšķirības pavasara un vasaras mēslu paraugos konkrētās ligzdvietās 2020. gadā. Norādīta vidējā dzīvsudraba vērtība ar standartnovirzēm

Savukārt 2021. gadā (n=13) (3.10. attēls) piecās ligzdās pavasara paraugos dzīvsudraba daudzums bija lielāks nekā vasaras (Vecumniekos (1. ligzda), Jēkabpilī (2. ligzda), Aizputē (4. ligzda un 5. ligzda) un Dobelē (11. ligzda)). Septiņās ligzdās ir pretēja situācija – augstāka dzīvsudraba koncentrācija ir sastopama vasaras paraugos (Saldū (3. ligzda), Jaunpilī (6. ligzda), Rucavā (8. ligzda), Salā (9. ligzda), Priekulē (10. ligzda), Salacgrīvā (12. ligzda) un Tērvetē (13. ligzda)). Vaiņodes pagasta (7. ligzda) mēšlos dzīvsudraba koncentrācija gan pavasara, gan vasaras paraugos ir aptuveni vienāda.

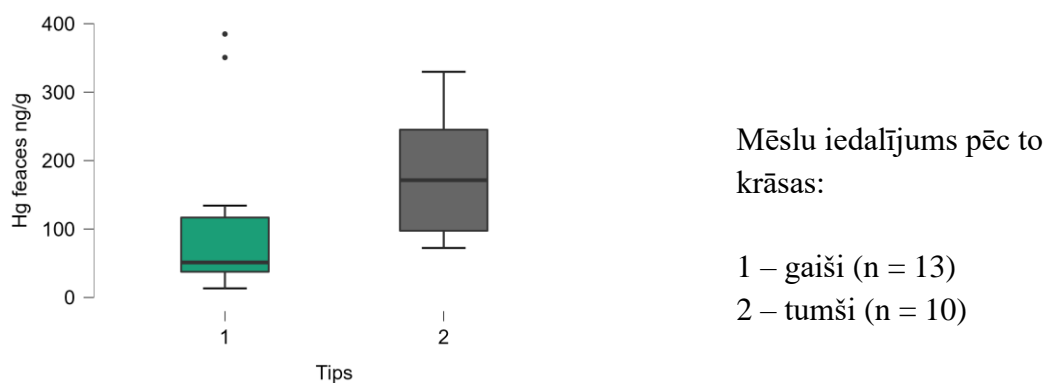


3.10. attēls. Dzīvsudraba koncentrācijas atšķirības pavasara un vasaras mēslu paraugos konkrētās ligzdvietās 2021. gadā. Norādīta vidējā dzīvsudraba vērtība ar standartnovirzēm

Vienā ligzdvietā no Rucavas pagasta tika iegūti mēslu paraugi abos gados (3.9. attēlā 7. ligzda un 3.10. attēlā 8. ligzda). Interesanti novērot, ka šajā gadījumā dzīvsudraba koncentrācija 2020. gada pavasara paraugā ir augstāka, bet nākamajā gadā situācija ir pretēja – koncentrācija ir augstāka vasaras paraugos. Skaidrojums šīm atšķirībām divu gadu griezumā, iespējams, saistāms ar dažādajām izvēlētajām barošanās vietām, līdzīgi kā tas bija aprakstītajā Ungārijas gadījumā, kur ar raidītāju aprīkotā mātīte divās ligzdošanas sezonās atradās divās atšķirīgās barošanās vietās (Tamas 2012). Otrs iespējamais skaidrojums atšķirīgajiem datu rezultātiem var būt saistāms ar to, ka ligzdu nākamā gadā ir apdzīvojuši citi melno stārķu putni, un mēslu variācija atspoguļo indivīdu piesārņojuma līmeņa atšķirības.

Kopumā lielākā daļa metālu viegli uzsūcas organismā šķīstošu sāļu veidā, bet neabsorbētā daļa no organisma izdalās kopā ar mēsliem. Lielākais izaicinājums metālu satura noteikšanai putnu izkārnījumos saistās ar neskaidrību, cik lielā mērā koncentrācija atspoguļo neabsorbēto metālu daļu izkārnījumos un cik – metālu iekšējo ceļu caur nierēm uz urīnskābi un caur žulti uz izkārnījumiem. Ir novērotas ievērojamas atšķirības metālu koncentrācijām starp urīna un fekāliju komponentiem. Fekālijās ir konstatēta divas reizes augstāka dzīvsudraba koncentrācija. Tā kā fekāliju masas proporcija mēslu paraugos var atšķirties 23–94% robežās, tikai fekāliju ievākšana bez urīna ievērojami samazinātu metālu līmeņa variācijas tieši sastāva dēļ (Eeva et al. 2020).

Līdzīgs novērojums ir arī šajā pētījumā, vērtējot dzīvsudraba koncentrācijas daudzumu starp gaišas un tumšas krāsas mēslu paraugiem (3.11. attēls). Gaišas krāsas mēslu paraugos vidējā dzīvsudraba koncentrācijas vērtība bija 104,53 ng/g, bet tumšas krāsas mēslu vērtība bija 177,61 ng/g. Ievērojami augstāka izkliede bija tumšas krāsas mēslu paraugiem – 245,15 ng/g (trešā kvartile (=75%)), kurpretī gaišas krāsas mēsliem tā bija 116,80 ng/g (trešā kvartile (=75%)).



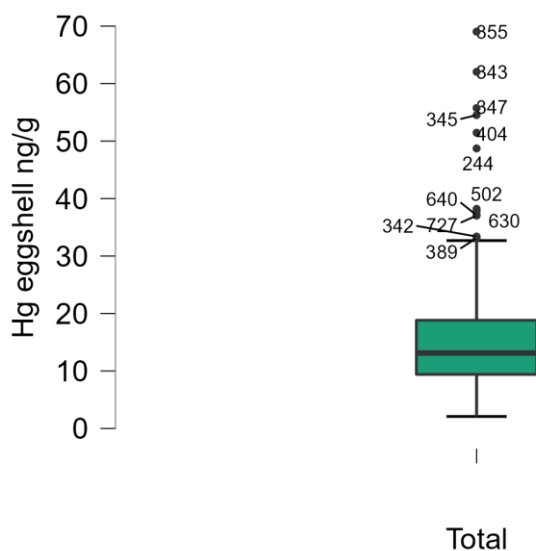
3.11. attēls. Melno stārķu mēslu paraugu iedalījums pēc to krāsas. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

3.4. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu čaumalās un membrānās

3.4.1. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu čaumalās un to sajaukumos

Lielākais izaicinājums, nosakot dzīvsudraba koncentrāciju olu čaumalās un pie tām piestiprinātajās membrānās, saistās ar šo materiālu organiskajām un neorganiskajām formām – ar kalciju bagātās olu čaumalas ir neorganiskas dabas, kurās arī esošais dzīvsudrabs ir neorganiskas formas, kurpretī membrānas ir organiskas dabas, kas sastāv no elastīnam līdzīga proteīna (Ābola et al. 2021). Līdz ar to, analizējot olu čaumalas, ir svarīgi ņemt vērā, ka dažādās olu daļās dzīvsudraba koncentrācija ir atšķirīga (piemēram, olu čaumalās un membrānās vai embrijos), veidojot līdz pat desmit reīžu lielu atšķirību (Peterson et al. 2017).

Analizējamo olu čaumalu paraugi ir tikuši ievākti no 2003. gada līdz 2021. gadam (izņemot 2004., 2006. un 2011. gadu), kopā tās ir 194 tīro čaumalu mērāmās vienības. Raksturīgākais vērtību izkliedes diapazons čaumalām ir no 9,40 ng/g (pirmā kvartile (=25%)) līdz 18,84 ng/g (trešā kvartile (=75%)) ar vidējo mediānas vērtību 15,52 ng/g (3.12. attēls). Šim paraugu tipam ir raksturīgas divpadsmit paaugstinātās vērtības no 33,11 ng/g līdz 69,04 ng/g.



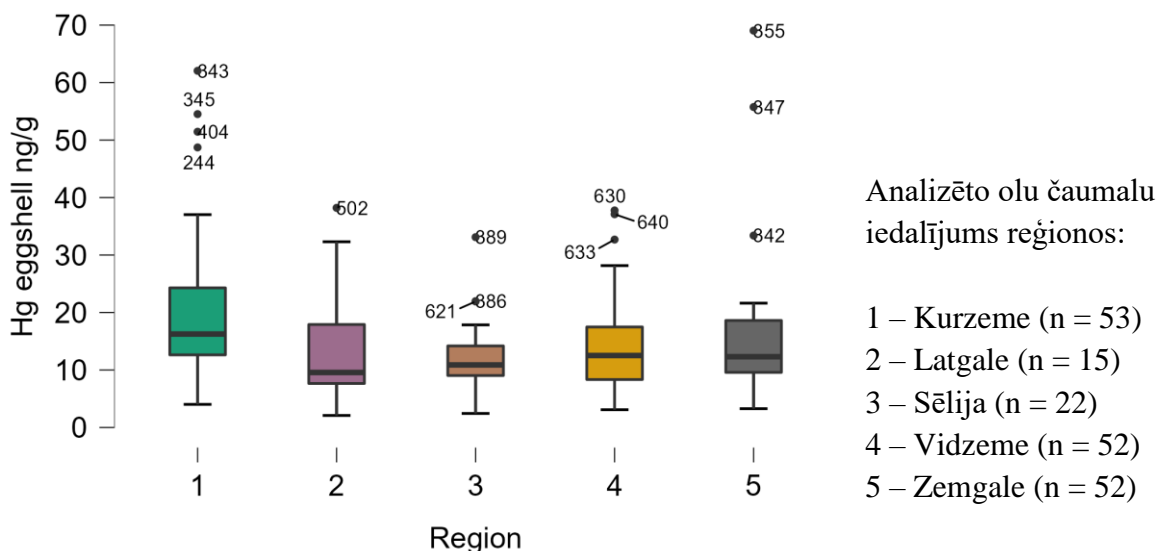
Aprakstošā statistika

	Hg čaumalās, ng/g
Derīgs	214
Trūkstoši	515
Vidējais	15,52
Standartnovirze	10,272
Minimālais	2,090
Maksimālais	69,040

3.12. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu olu čaumalās. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Ja iegūto čaumalu mērījumu rezultātus izdala pēc reģionālās piederības, redzams, ka vidējā piesārņojuma vērtība visaugstākā ir Kurzemē (19,77 ng/g), bet pārējos reģionos tās ir līdzīgas – 13,85 ng/g (Latgale), 12,03 ng/g (Sēlija), 13,94 ng/g (Vidzeme) un 14,90 ng/g

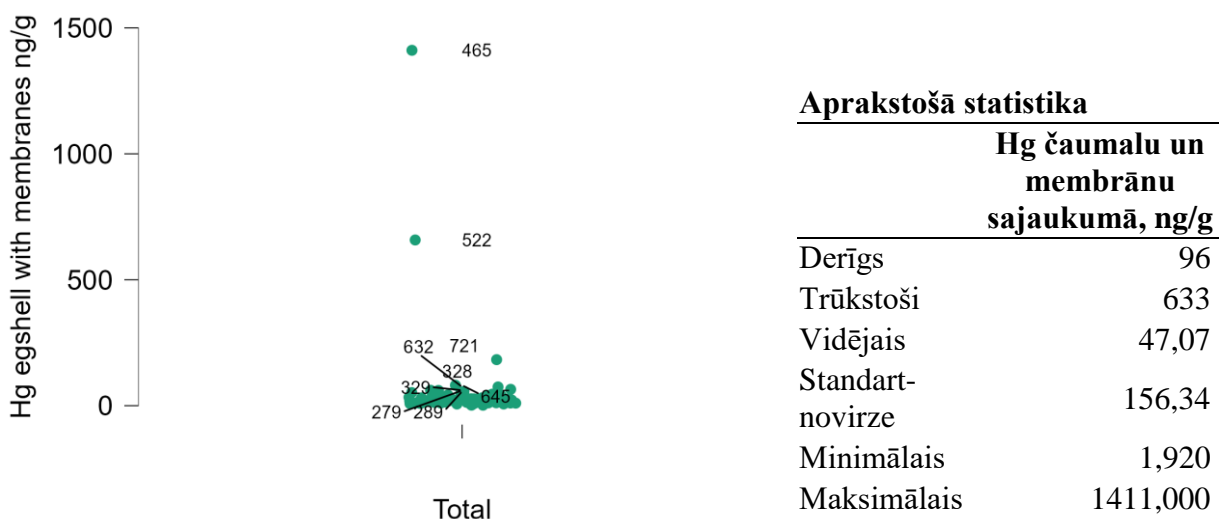
(Zemgale) (3.13. attēls). Visiem reģioniem novērojamas paaugstinātas izlecošās vērtības, bet visvairāk un visaugstākās – Kurzemē (48,72–62,05 ng/g) un Zemgalē (33,39–69,04 ng/g).



3.13. attēls. Dzīvsudraba reģionālās piesārņojuma vērtības melno stārķu olu čaumalās.

Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Kopumā 87 paraugi tika mērīti kā jaukta veida čaumalu un membrānu sajaukuma paraugi (2003.–2021. gads, izņemot 2011.–2012. gadu). Starp šiem paraugiem vērojama izteikti neliela koncentrācijas izkliede – no 14,78 ng/g (pirmā kvartile (=25%)) līdz 30,96 ng/g (trešā kvartile (=75%)), taču ir vairākas izlecošas paaugstinātās vērtības, no kurām augstākās ir 657,95 ng/g un 1411 ng/g (3.14. attēls).



3.14. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu olu čaumalu un membrānu sajaukumos. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Atšķirība dzīvsudraba koncentrācijā starp olu saturu un olu čaumalām rada lielas iegūto rezultātu interpretācijas problēmas arī citos pētījumos. Peterson et al. (2017) novērojusi, ka dažos pētījumos iekšējā membrāna ir tikusi saglabāta kopā ar olu čaumalu, citos pētījumos pirms dzīvsudraba mērījumu veikšanas membrānu no čaumalas ir mēģināts atdalīt. Dzīvsudraba koncentrācija olu čaumalās nereti ir tik zema, ka dažos pētījumos to nav bijis iespējams noteikt. Šīs olu čaumalu apstrādes atšķirības traucē objektīvi novērtēt dzīvsudraba piesārņojuma daudzumu (Peterson et al. 2017).

Galvenie faktori, kas nosaka olu čaumalās atrodamā dzīvsudraba daudzuma atšķirības, ir:

- 1) **materiāla sagatavošanas metodika.** Piemēram, salīdzinot vienas olas divas čaumalas puses, vidējā dzīvsudraba koncentrācija nemazgātajās olu čaumalās bija 1,5–10,1 reizes augstāka nekā mazgātajās olu čaumalās ar noņemtu iekšējo membrānu ($p \leq 0,013$) (Peterson et al. 2017);
- 2) **embriju relatīvais vecums.** Embriionālās attīstības laikā mainās olu čaumalas sastāvdaļas. Embrijam pieaugot, olu čaumala kļūst plānāka, jo no olu čaumalas tiek mobilizēts kalcijs, lai to izmantotu embrija attīstībai. Piemēram, ilgāk attīstījušās embriju olu čaumalas saturēja mazāk dzīvsudraba neatkarīgi no tā, vai olu čaumalas bija mazgātas. Gan mazgātām, gan nemazgātām čaumalām arī tad, kad tika noņemta iekšējā membrāna, bija novērojama relatīvā embrija vecuma ietekme (Peterson et al. 2017). Arī izmaiņas pašā olu saturā embriionālās attīstības laikā var ietekmēt to, kā olas saturs attīstības laikā atdalās no olu čaumalas, un to, cik daudz eksogēnā materiāla pielīp pie olu čaumalas. To varēja novērot arī šajā pētījumā, jo olām, kas bija šķīlušās, iekšējo membrānu no čaumalas bija iespējams atdalīt daudz vieglāk;
- 3) **putnu suga.** Analizējot olu čaumalas pēc iekšējās membrānas atdalīšanas, var uzlabot korelāciju starp dzīvsudraba koncentrāciju olu čaumalās un koncentrāciju olu saturā sugai raksturīgā līmenī. Sugas ietekmes efekts tika novērots eksperimentā, kur sugām ar vienādu dzīvsudraba koncentrāciju olu saturā bija atšķirīga tā koncentrācija olu čaumalās. Piemēram, bezdelīgām (*Hirundo rustica*) bija 5,7 reizes vairāk dzīvsudraba olu čaumalās nekā Amerikas laucim (*Fulica americana*), ja abu sugu olu saturā tā koncentrācija bija vienāda. Nav vispārējas formulas, pēc kuras varētu saistīt dzīvsudraba koncentrāciju olu čaumalās un to saturā vienas sugas ietvaros, tomēr pētījumā tika novērota sakarība starp putnu kārtām. Paraugi tika ievākti no piecām putnu kārtām, kur katrā bija vismaz divas sugas – zosveidīgie (Anseriformes), tārtiņveidīgie (Charadriiformes), zvirbuļveidīgie (Passeriformes), pelikānveidīgie (Pelecaniformes) un dūkurveidīgie (Podicipediformes). Pie vienādas dzīvsudraba koncentrācijas olu saturā

maksimālā tās atšķirība olu čaumalās bija no 1,1 zosveidīgajiem putniem līdz 3,3 reizēm zvirbuļveidīgajiem (Peterson et al. 2017).

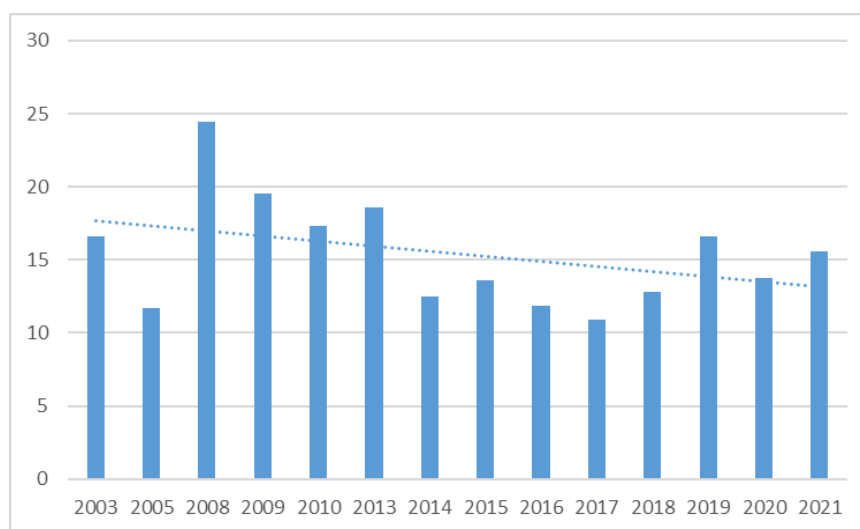
Lai novērtētu, vai no melnā stārķa iegūtajiem olu čaumalu, olu membrānu un to sajaukumu paraugiem ir savstarpēja saistība, tika veikta korelācijas analīze paraugos, kur to varēja salīdzināt (n = 15) (3.5. tabula). Rezultāti parādīja, ka starp čaumalu un membrānu, kā arī čaumalu un membrānu sajaukumos ar čaumalām parādās statistiski būtiska korelācija, kas nozīmē – ar 95% ticamību ir sagaidāms, ka piesārņotu čaumalu gadījumā būs piesārņotas arī membrānas un otrādi. Savukārt korelācija starp membrānām un čaumalu sajaukumu ar membrānām ir nebūtiska un vāja.

3.5. tabula. Pīrsona korelācija starp čaumalām, membrānām un to sajaukumu

Pīrsona korelācija	Pīrsona rādītājs	p
Hg čaumalās ng/g - Hg membrānās ng/g	0,570 *	0,033
Hg čaumalās ng/g - Hg čaumalās ar membrānām ng/g	0,550 *	0,042
Hg membrānās ng/g - Hg čaumalās ar membrānām ng/g	0,410	0,145

* p < ,05; ** p < ,01; *** p < ,001

Viens no pētījuma uzdevumiem bija pēc olu čaumalu mērījumiem noteikt, vai dzīvsudraba daudzumam melno stārķu organismā ir tendence palielināties. Čaumalās esošā dzīvsudraba daudzumam ir statistiski būtiskas atšķirības starp gadiem – 2008. gads uzrādīja strauju dzīvsudraba daudzuma palielinājumu čaumalās, taču pēc tam nākamajos gados tā daudzums lēnām samazinājās (3.15. attēls). Izņēmums bija arī 2019. gads, kas uzrādīja pieauguma tendenci, taču 2020. gadā piesārņojuma apjoms atkal samazinājās. Rezultātā tika secināts, ka olu čaumalās esošais dzīvsudraba daudzums norāda uz tendenci piesārņojumam samazināties.



3.15. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma attīstības tendences olu čaumalās pa gadiem

Lai apstiprinātu dzīvsudraba samazināšanās tendenci, tika izmantots arī ANOVA tests JASP datu apstrādes programmā (3.6. tabula). Rezultāti parādīja, ka, savstarpēji salīdzinot, dzīvsudraba daudzums dažādos gados ir uzskatāms par statistiski būtiski atšķirīgu ($p < 0,05$), īpaši būtiski atšķirīgs no pārējiem ir bijis 2008. gads, bet kopumā dzīvsudraba piesārņojuma attīstības tendence olu čaumalās ir lejupejoša.

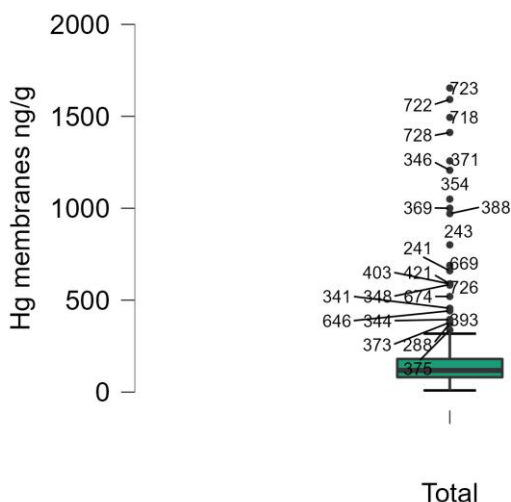
3.6. tabula. Dzīvsudraba piesārņojuma attīstības tendences olu čaumalās (ANOVA)

ANOVA – Hg čaumalās ng/g						
Gadījumi	Kvadrātu summa	df	Vidējais kvadrāts	F	p	
Ievākšanas gads	2620.542	13	201.580	2.028	0.020	
Atlikumi	19779.213	199	99.393			

Piezīme. III tipa kvadrātu summa

3.4.2. Dzīvsudraba daudzums melno stārķu olu iekšējās membrānās

No visām analizētajām paraugu grupām olu iekšējās membrānās ir novērojama visaugstākā dzīvsudraba koncentrācija. Tika analizēti kopumā 217 membrānu paraugi, iegūti 2003.–2021. gadā (izņemot 2006. un 2011. gadu). Minimālā vērtība šim parauga veidam ir 8,99 ng/g, maksimālā – 1654 ng/g (3.16. attēls). Vidējā mediānas vērtība membrānās ir 197,68 ng/g, kas ir augstākā vidējā vērtība starp visiem šajā pētījumā analizētajiem paraugiem. Raksturīgākais vērtību izkliedes diapazons olu membrānām ir no 80,59 ng/g (pirmā kvartile (=25%)) līdz 180,18 ng/g (trešā kvartile (=75%)). Šai paraugu grupai ir raksturīgas ārkārtīgi daudzas ekstrēmās vērtības ārpus datu kopas – kopumā 49 paraugi, kuru dzīvsudraba koncentrācija ir robežās no 337,63 ng/g līdz 1654 ng/g.

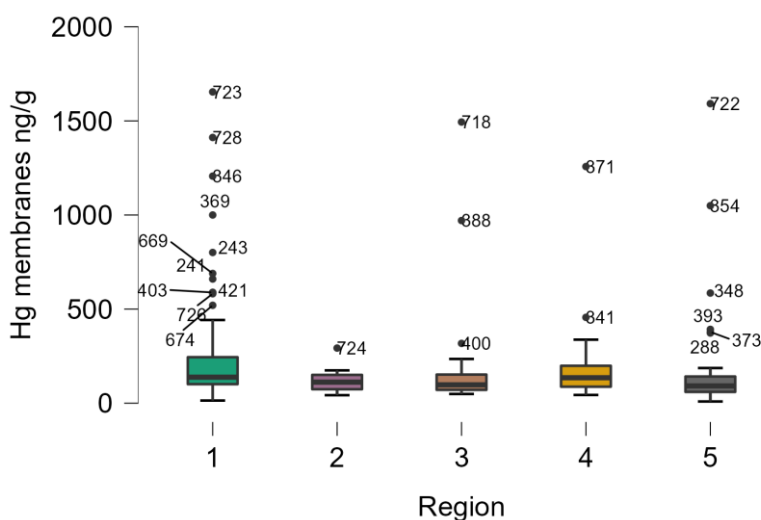


Aprakstošā statistika

	Hg membrānās, ng/g
Derīgs	196
Trūkstoši	512
Vidējais	197,67
Standartnovirze	263,74
Minimālais	8,990
Maksimālais	1654,000

3.16. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības melno stārķu olu iekšējās membrānās. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Vērtējot reģionāli, būtiskas atšķirības vidējās vērtībās kopumā nav novērojamas – 279,03 ng/g (Kurzeme), 118,85 ng/g (Latgale), 198,57 ng/g (Sēlija), 169,47 ng/g (Vidzeme), 159,84 ng/g (Zemgale) (3.17. attēls). Ekstrēmas vērtības ir gandrīz katrā reģionā, izņemot Latgali, kur ievākts maz paraugu, sasniedzot maksimālās vērtības 1654 ng/g Kurzemē, 1494 ng/g Sēlijā, 1257,4 ng/g Vidzemē un 1591,95 Zemgalē. Maksimālajās vērtībās, pēc Ministru kabineta noteikumos noteiktā, dzīvsudraba robežlieluma pārsniegumi biotā ir 62–82 reizes.



Analizēto olu membrānu iedalījums reģionos:

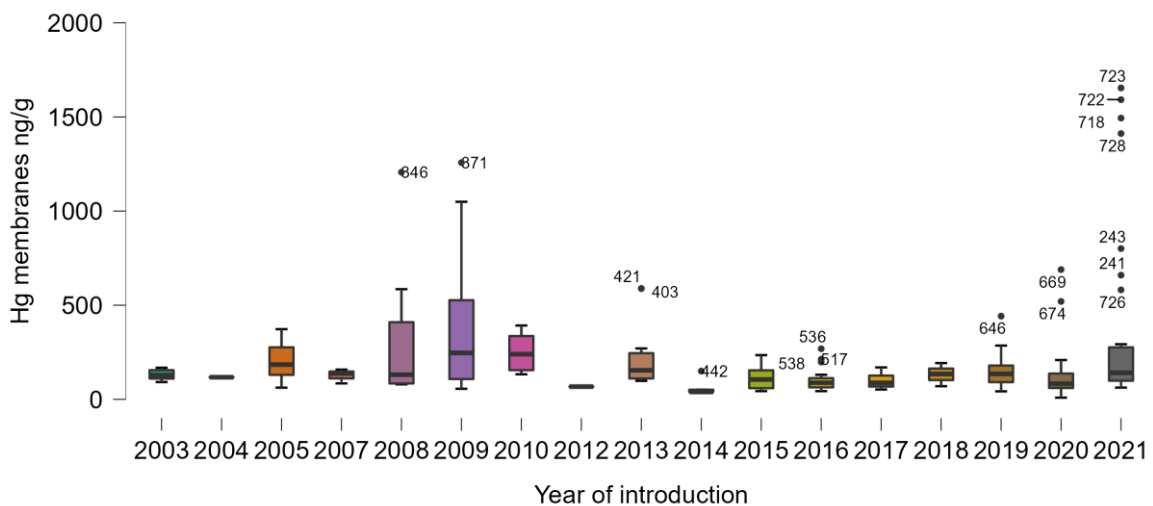
- 1 – Kurzeme (n = 61)
- 2 – Latgale (n = 15)
- 3 – Sēlija (n = 26)
- 4 – Vidzeme (n = 57)
- 5 – Zemgale (n = 58)

3.17. attēls. Dzīvsudraba reģionālās piesārņojuma vērtības melno stārķu olu membrānās. Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Vērtējot membrānu piesārņojumu ar dzīvsudrabu gadu salīdzinājumā, ir redzams, ka 2021. gadā novērojama otra augstākā vidējā vērtība – 375,15 ng/g (3.7. tabula; 3.18. attēls). Iepriekš augstākā piesārņojuma vērtība bija 2009. gada paraugos – 405,87 ng/g. 2008.–2009. gada paraugos ir bijušas augstas vērtību izkliedes. 2021. gada paraugos arī parādās visvairāk izlecošo vērtību, kur dzīvsudraba piesārņojums ir 581,5–1654 ng/g, kas varētu norādīt uz to, ka vidē ir atsevišķas vietas, kas ir ļoti piesārņotas. Iespējams, ka tas noticis bioakumulēšanās procesu rezultātā.

3.7. tabula. Dzīvsudraba piesārņojuma novērtējums olu membrānās gadu salīdzinājumā

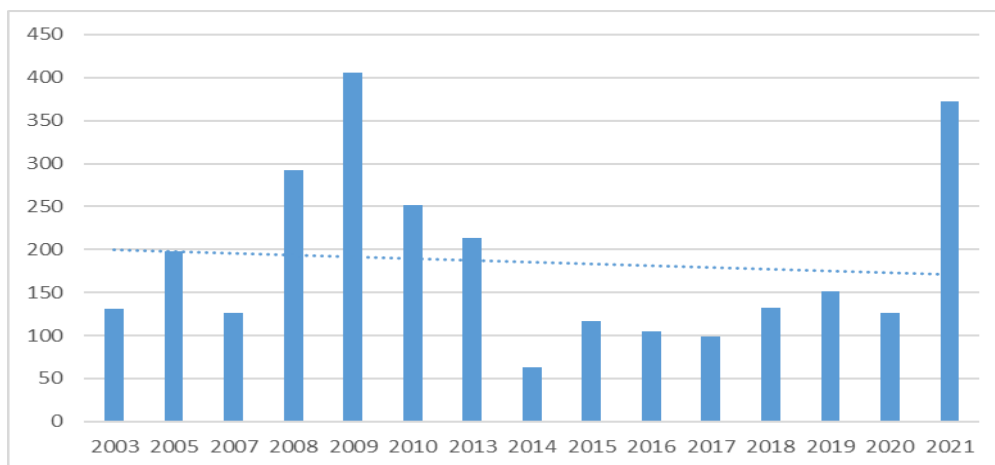
Gads	Paraugu daudzums	Otrā kvartile (= 50% = mediāna)	Min. vērtība	Maks. vērtība	Pirmā kvartile (=25%)	Trešā kvartile (=75%)
2003	6	130,880	92,010	168,000	110,25	155,202
2004	1	117,450	117,450	117,450	117,450	117,450
2005	9	197,941	62,090	372,800	130,100	276,350
2007	3	126,840	84,790	158,030	111,245	147,865
2008	12	292,288	79,700	1206,500	84,443	409,950
2009	16	405,867	56,100	1257,400	107,912	526,602
2010	4	251,295	133,060	392,220	154,960	336,285
2012	1	67,61	67,61	67,61	67,61	67,61
2013	13	213,939	67,610	588,940	106,200	237,020
2014	5	63,242	36,000	150,180	39,360	51,230
2015	27	116,222	43,660	234,960	59,395	154,230
2016	20	104,863	43,640	268,800	63,715	112,675
2017	10	98,628	52,260	169,600	67,938	126,328
2018	3	132,403	69,810	192,700	102,255	163,700
2019	25	151,497	42,530	442,000	91,340	179,600
2020	33	125,976	8,990	689,230	60,260	137,130
2021	30	375,146	62,340	1654,000	98,953	276,180



3.18. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma vērtības pa gadiem melno stārķu olu membrānās.
Izdruka no datu apstrādes programmas JASP

Nevar izslēgt, ka 2021. gada membrānu paraugos bioakumulēšanās procesu rezultātā parādās sekas paaugstinātajām dzīvsudraba vērtībām, kas tika konstatētas virszemes ūdeņos 2019. gadā. Kā jau minēts, tajā gadā Latvijā kopumā 71% monitoringa staciju bija maksimāli pieļaujamo dzīvsudraba koncentrāciju pārsniegumi (LVĢMC 2020).

Iepriekšējā sadaļā par olu čaumalām tika secināts, ka esošo dzīvsudraba daudzumu čaumalās nosaka dažādi faktori, tādi kā čaumalu metodoloģiskā apstrāde pirms mērījumiem, embrija vecums, pirms čaumalas tika atdalītas no tiem, kā arī putnu sugu ietekme uz dzīvsudraba daudzumu čaumalās. Šie faktori rada bažas par to, vai attīstības tendences čaumalās pēc gadiem ir objektīvs rādītājs dzīvsudraba piesārņojumam. Tā kā olu membrāna ir organisks materiāls, kurā esošais dzīvsudraba daudzums nav atkarīgs no dažādiem nezināmiem faktoriem, autorei bija svarīgi noteikt dzīvsudraba attīstības tendences, vadoties tieši pēc dzīvsudraba piesārņojuma daudzuma olu iekšējā membrānā. Iegūtie rezultāti parādīja, ka arī olu čaumalas iekšējā membrānā esošais dzīvsudraba līmenis gadu griezumā ir ar nelielu, bet lejupejošu tendenci (3.19. attēls).



3.19. attēls. Dzīvsudraba piesārņojuma attīstības tendences olu iekšējās membrānās pa gadiem

Lai apstiprinātu dzīvsudraba samazināšanās tendenci membrānā, tika izmantots ANOVA tests JASP datu apstrādes programmā (3.8. tabula). Rezultāti parādīja, ka, savstarpēji salīdzinot, dzīvsudraba daudzums membrānā dažādos gados ir uzskatāms par statistiski būtiski atšķirīgu ($p < 0,05$). Būtiski atšķirīgi no citiem gadiem ir bijuši 2009. un 2021. gada dati.

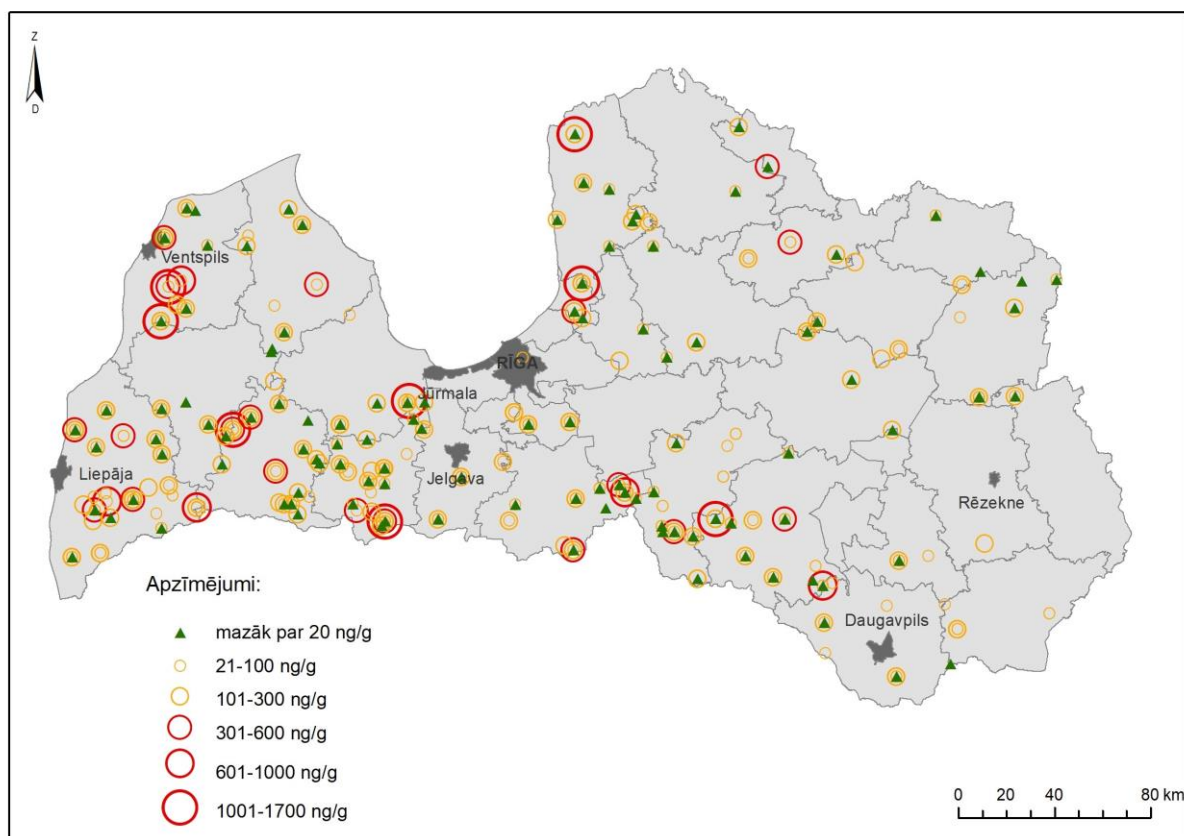
3.8. tabula. Dzīvsudraba piesārņojuma attīstības tendences olu membrānā (ANOVA)

ANOVA – Hg membrānās ng/g					
Gadījumi	Kvadrātu summa	df	Vidējais kvadrāts	F	p
Ievākšanas gads	2.546e+6	14	181890.748	2.931	< .001
Atlikumi	1.247e+7	201	62047.426		

Piezīme. III tipa kvadrātu summa

3.5. Kopsavilkums

No kopā 726 analizētajiem no melnā stārķa iegūtajiem piesārņojuma indikatoriem (embriji, barības atriņas, mēsli, mēsli ar veģetācijas piejaukumu, olu čaumalas, to membrāna un sajauktie čaumalu un membrānu paraugi) 485 paraugos ir pārsniegts Ministru kabineta noteikumos noteiktais dzīvsudraba robežlielums biotā (3.20. attēls). No tiem 21–100 ng/g liels dzīvsudraba daudzums ir 273 paraugos, 101–300 ng/g 173 paraugos, 301–600 ng/g 21 paraugā, 601–1000 ng/g 6 paraugos, 1001–1700 ng/g 8 paraugos (3.9. tabula). Paaugstināta dzīvsudraba vērtība analizētajos paraugos parādās visas Latvijas teritorijā, kas nozīmē, ka dzīvsudraba piesārņojuma problēma ir aktuāla plašā teritoriālajā mērogā.



3.20. attēls. Paraugos esošās dzīvsudraba koncentrācijas Latvijas teritorijā

3.9. tabula. Augstākās konstatētās dzīvsudraba vērtības analizētajos paraugos

Līdzdas nosaukums	Ievākšanas gads	Novads	Parauga tips	Dzīvsudraba koncentrācija, ng/g
Silnieki	2009	Smiltene	membrānas	304,90
Dzeņu mežs	2005	Saldus	membrānas	310,34
Vārzgūnes ezers	2010	Jēkabpils	membrānas	317,64
Puska	2009	Saulkrasti	membrānas	337,63
Zīles	2021	Dobele	mēsli	359,34
Mazzalves purvs	2021	Aizkraukle	mēsli	365,60
Svētupe	2005	Bauska	membrānas	372,80
Straumēnu mežs	2009	Bauska	membrānas	378,63
Straumēnu mežs	2010	Bauska	membrānas	392,22
Bolderi	2008	Ventspils	membrānas	394,60
Nullenes grāvis	2019	Dienvidkurzeme	membrānas	442,00
Nullenes grāvis	2018	Dienvidkurzeme	mēsli	451,35
Saules purvs	2008	Valka	membrānas	456,00
Stūrīši	2020	Dienvidkurzeme	membrānas	520,05
Brīvzemnieki	2021	Dienvidkurzeme	mēsli	521,78
Kristapene	2021	Dienvidkurzeme	barības atrijs	563,00
Plegznas	2021	Saldus	embrijs	578,00
Āķu mežs	2021	Saldus	membrānas	581,50

3.9. tabulas turpinājums

Zape	2008	Dobele	membrānas	585,22
Būšnieki	2013	Ventspils	membrānas	588,38
Šķēde	2013	Talsi	membrānas	588,94
Seržu tīrelis	2016	Bauska	čaum./membr.	657,95
Šustas stacija	2020	Dienvidkurzeme	membrānas	689,23
Majaks	2009	Augšdaugava	membrānas	970,52
Zūru mežniecība	2009	Ventspils	membrānas	1000,00
Garais sils	2009	Tukums	membrānas	1049,50
Bolderi	2008	Ventspils	membrānas	1206,50
Ķivuļurgas	2009	Saulkrasti	membrānas	1257,40
Zariņi	2015	Limbaži	čaum./membr.	1411,00
Plegznas	2021	Saldus	membrānas	1412,00
Brežģu purvs	2021	Jēkabpils	membrānas	1494,00
Ziles	2021	Dobele	membrānas	1591,75
Naiži	2021	Ventspils	membrānas	1654,00

Lai noskaidrotu, vai pastāv sakarība starp dzīvsudraba piesārņojumu embrijos, olu membrānā, barības atriņās un mēslos, autore veica Pīrsona korelācijas analīzi, kurā tika vērtēti dati no astoņām ligzdām. Tomēr sakarību starp šiem paraugiem neizdevās pierādīt, jo ligzdvietu, no kurām ir ievākti pilnaptveroši paraugu artefakti mērījumiem, ir pārāk maz. Vērtējot šo korelācijas analīzi, vislielākais potenciāls ir sakarībai starp embrijiem un barību, barību un mēsliem, kā arī barību un membrānām, kas arī būtu skaidrojams ar to, ka piesārņojuma avotos uzlasītā barība ir cēlonis piesārņojumam embrijos, olu iekšējā membrānā un mēslos.

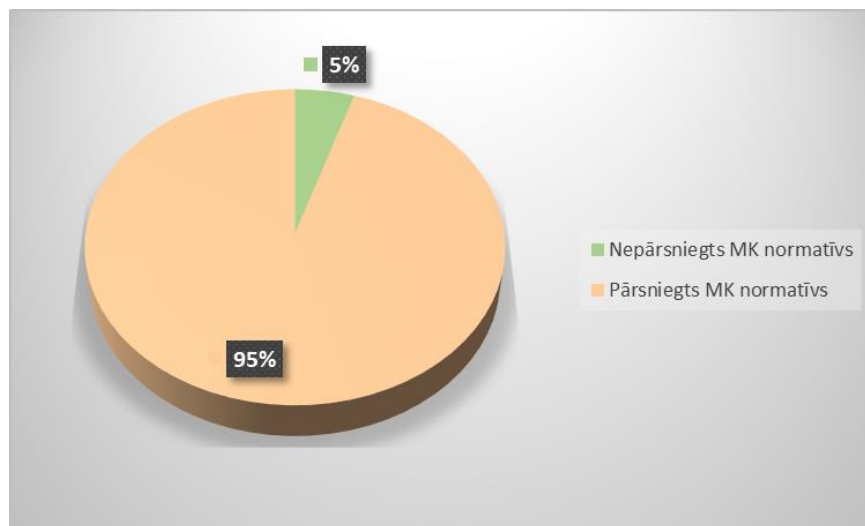
3.10. tabula. Pīrsona korelācija starp dzīvsudraba saturu embrijos, barības atriņās, membrānā un mēslos

Pīrsona korelācija		Pīrsona rādītājs p	
Hg embrijos ng/g	- Hg barības atriņās ng/g	-0,501	0,666
Hg embrijos ng/g	- Hg membrānās ng/g	0,394	0,334
Hg barības atriņās ng/g	- Hg mēslos ng/g	-0,308	0,330
Hg barības atriņās ng/g	- Hg membrānās ng/g	-0,861	0,340
Hg mēslos ng/g	- Hg membrānās ng/g	0,543	0,266

* p < ,05; ** p < ,01; *** p < ,001

Lai iegūtu nepārprotamus datus par piesārņojuma ar dzīvsudrabu apjomu biotā, no datu kopas tika izslēgti dažādi jauktie paraugi (mēsli ar veģetāciju un čaumalas ar membrānām), kā arī neorganiskā materiāla olu čaumalas, kuras nepilnvērtīgi atspoguļo faktiskās dzīvsudraba piesārņojuma problēmas vidē. Rezultātā tika iegūts pārskats par

384 biotas paraugiem (melnā stārķa embriji, barības atriņas, mēsli, olu čaumalu iekšējā membrāna), kas iegūti no 2003. līdz 2021. gadam (izņemot 2011.gadu) (3.21. attēls). Šie dati parāda, ka tikai 5% (n = 19) no biotas paraugiem nepārsniedz Ministru kabineta noteikumos noteikto dzīvsudraba robežlielumu, pārējie 95% (n = 365) pārsniedz noteikto 20 ng/g normatīvu pieļaujamai dzīvsudraba koncentrācijai biotā.



3.21. attēls. Dzīvsudraba koncentrācijas biotā 2003.–2021. gadā (izņemot 2011.gadu)

Ņemot vērā, ka paaugstināta dzīvsudraba koncentrācijas vērtība ir sastopama visā valsts teritoriālajā mērogā, pirmšķietami tas norāda, ka piesārņojuma cēlonis nav tikai lokāla piesārņojuma avots, bet, iespējams, Latvijā uzkrājas pārrobežu piesārņojums ar atmosfēras un ūdens pārnesei. Tomēr, kamēr tam nav iegūti pierādījumi, nevar izslēgt, ka dzīvsudraba piesārņojumu uz vidi rada arī tādi lokālie avoti kā kūdras purvu izstrāde, mežizstrāde, savvaļas purvu un mežu ugunsgrēki, pesticīdu ietekme, hlora vai cementa ražotnes, padomju laika bijušo militāro bāzu piesārņojums u.c. iemesli. Par melno stārķi ir veikts pārāk maz pētījumu, tādēļ nav pieejami salīdzinoši dati par tiem, kas noteiktu, kāds ir drošs dzīvsudraba piesārņojuma līmenis šai sugai, no kuras veidojas ietekme uz to reproduktīvo veselību, uzvedību, barības meklēšanas rezultivitāti vai ligzdošanas sekmēm. Tomēr šis pētījums pierāda, ka Latvijas vidē ir būtiska dzīvsudraba piesārņojuma problēma, kuras sekas nav apzinātas, tādēļ ir nepieciešami turpmāki pētījumi par melno stārķi, lai noteiktu pašreiz vidē pieejamā dzīvsudraba piesārņojuma avotus un izplatību, gan daudz plašāka mēroga dzīvsudraba piesārņojuma mērījumi dažādās zivju grupās, kā arī citos organismos, īpaši tajos, kas pārtiek no dažādiem ūdenī sastopamajiem organismiem, sākot ar abiniekiem un beidzot ar plēsējputniem.

5. SECINĀJUMI

1. Melnajiem stārķiem ir plašs barošanās areāls – barības meklējumos tie var veikt pat 40 km lielus pārlidojumus no ligzdvieta. Precīzai konkrētu putnu barošanās vietu un paradumu izpētei nepieciešams izmantot raidītājus, no kuriem iegūtie dati palīdz izsekot putniem un iegūt informāciju par iespējami piesārņotām barošanās vietām.

2. Arī paraugu ievākšanas vietu detalizēta izpēte un analīze ļauj izdarīt secinājumus par iespējamiem dzīvsudraba piesārņojuma avotiem, piemēram, izstrādāti kūdras purvi, pesticīdu ietekme, hlora vai cementa ražotnes, padomju laika bijušo militāro bāzu radītais piesārņojums u.c. ietekmējošie faktori.

3. Melno stārķu barība ir galvenais dzīvsudraba uzņemšanas avots. Dzīvsudrabs uzkrājas šo putnu organismā un pēcāk tiek izvadīts, tiem izkārnoties, ar spalvu maiņu, kā arī mātītēm dējot olas.

4. Bīstamas piesārņojuma ar dzīvsudrabu tendences ir novērotas atriņu paraugos, kas sastāv no dažādiem kukaiņiem, kuri ir viens no nozīmīgākajiem barības ķēžu komponentiem.

5. Paaugstināta dzīvsudraba koncentrācija ir konstatēta visos ievāktajos zivju paraugos, gan tajās, kas pārtiek no planktona un bentosa, gan plēsīgajās zivīs. Tas prasa īpašu papildu uzmanību tāpēc, ka zivis ir visciešāk saistītas ar dzīvsudraba metilēšanās procesiem ūdens vidē, kā arī tā biomagnificēšanos barības ķēdēs.

6. Piesārņojums ar dzīvsudrabu ir konstatēts visās analizētajās paraugu grupās. Vidējā vērtība olu čaumalās ir 15,52 ng/g, barības atriņās – 86,65 ng/g, mēšlos – 108,01 ng/g, embrijos – 175,23 ng/g, olu iekšējās membrānās – 197,67 ng/g.

7. Augstākā dzīvsudraba piesārņojuma vērtība sasniedz 69,04 ng/g olu čaumalās, 521,78 ng/g mēšlos, 563 ng/g barības atriņās, 578 ng/g embrijos, 1654 ng/g olu iekšējās membrānās.

8. Melno stārķu mēslu paraugi, kas ir ievākti pareizā laikā, ļauj iegūt datus par piesārņojuma līmeni putnu tēviņos, kas ierodas no migrācijas pirmie, kā arī par lokāli iegūtā piesārņojuma apjomu putnu mazuļos tad, kad vecāki tos vairs pastāvīgi nepieskata.

9. Dzīvsudraba piesārņojuma avoti, no kuriem piesārņojums nonāk vidē un ko ar pārtiku uzņem melnais stārķis, nav zināmi. Tie var būt pārrobežu piesārņojums, mežu un kūdras ugunsgrēki, vēsturiski veidojies piesārņojums (graudu kodināšanas rezultātā), kā arī anaerobā vidē veidotie dzīvsudraba organiskie savienojumi un citi neidentificēti procesi. Pavasara mēslu paraugos var tikt konstatēts arī ziemošanas un migrācijas laikā uzņemtais dzīvsudrabs.

10. Izvērtējot iegūtos olu čaumalu mērījumu rezultātus, dzīvsudraba piesārņojuma tendence čaumalās samazinās. Tomēr vienlaikus olu čaumalās var nebūt objektīvs dzīvsudraba daudzuma atspoguļojums vidē, jo tā daudzumu čaumalās ietekmē dažādi faktori.

No olu iekšējām membrānām, kas ir organisks materiāls, iegūtie dati uzrāda tendenci dzīvsudraba piesārņojumam gadu gaitā nedaudz samazināties.

11. Šajā pētījumā kopumā 95% gadījumu organiskas dabas analizētajos paraugos ir konstatēts paaugstināts dzīvsudraba daudzums, kas pārsniedz Ministru kabineta noteikumos noteikto robežlielumu.

12. Paaugstinātas dzīvsudraba vērtības konstatētas visā Latvijas teritorijā ievāktajos materiālu paraugos. Datu kvalitāti var ietekmēt ievāktais paraugu apjoms, kur datu interpretācijā var tikt pieļautas kļūdas. Piemēram, dzīvsudraba daudzums mēslos Latgalē bija viszemākais, bet vienlaikus šajā reģionā arī bija vismazāk ievākto paraugu.

6. REKOMENDĀCIJAS

1. Latvijas likumu aktos ir noteikts, ka virszemes ūdeņos dzīvsudraba maksimāli pieļaujamā koncentrācija ir 70 ng/g, bet biotā – 20 ng/g. Ņemot vērā dzīvsudraba bioakumulēšanās procesus dzīvajos organismos, ir nepieciešams pārskatīt šos robežlielumus, jo barības ķēdes augstāko līmeņu plēsēju audos dzīvsudraba daudzums var sasniegt miljoniem reižu augstāku koncentrāciju nekā ūdenī vai sedimentos.

2. Lielākā daļa šajā pētījumā izmantoto datu ir ievākti uz entuziasma un brīvprātības pamata (pirms projekta “Dzīvsudraba piesārņojums savvaļas putnos Latvijā: pašreizējais stāvoklis un līdzšinējo pārmaiņu rekonstrukcija” sākšanas 2021. gadā). Šobrīd šie ierobežotos finansiālajos apstākļos ievāktie dati palīdz atspoguļot dzīvsudraba pieauguma tendences ilgtermiņā. Līdz ar to ir nepieciešams nodrošināt valsts apmaksātu vides monitoringa programmu, tajā skaitā melnajiem stārķiem kā barības ķēdes augšgalā esošai sugai, lai varētu turpināt izvērtēt dzīvsudraba piesārņojuma apjomus un tendences Latvijas vidē, kā arī lai noteiktu tā rašanās iemeslus.

3. Darba autore rekomendē sabiedrībai uzturā lietot pēc iespējas mazāk saldūdens zivju, īpaši svarīgi to ievērot sievietēm grūtniecības laikā.

Pateicības

Šī darba noslēgumā vēlos izteikt pateicību Dr. biol. Mārim Strazdam, kurš ar dzīvsudraba piesārņojuma tēmu melnajos stārķos mani ieintriģēja vēl pirms Vides zinību studiju sākšanas, bet jau studiju gaitā uzvedināja mani uz šīs tēmas izpēti projekta ietvaros. Paldies par atbalstu šā darba sākotnējās izstrādes gaitā un paldies par sniegtajām konsultācijām. Vislielākais paldies par dzīves skolu un sniegtajām zināšanām dabiskajos Mātes dabas procesos.

Vēlos izteikt pateicību sava darba vadītājam docentam Jānim Ventiņam, kurš bija gan stingra aizmugure darba sākumposmā, gan sniedza atbalstu tā tapšanas gaitā, bija pieejams reizēs, kad tas bija nepieciešams, un palīdzēja šim darbam izveidot jēgpilnu struktūru.

Esmu pateicīga profesoram Mārim Kļaviņam, kurš ar savu atbalstu ļāva šim darbam vispār tapt, kā arī sniedza būtisku palīdzību pētījuma noslēdzošajā posmā, konsultēja, norādīja uz nepieciešamajiem uzlabojumiem un bija klātesošs.

Tāpat esmu pateicību parādā saviem LU Atomfizikas un spektroskopijas institūta kolēģiem, īpaši laboratorijas vadītājam Dr. phys. Atim Skudram, kuru atbalsts īpaši būtisks bija šaubu brīžos. Paldies, kolēģi, ka dalījāties ar pieejamo informāciju, paldies, ka atbalstījāt, paldies, ka ticējāt man.

Būtisku ieguldījumu darba izstrādē deva arī profesore Iveta Šteinberga, ievirzot un konsultējot datu apstrādes iespējās un palīdzot iegūtos datus precīzi atspoguļot. Iveta, milzīgs paldies par pašreizējā, vienmēr starojošo sirsnīgumu un atbalstošo vidi, ko sniedzāt.

Vēlos izteikt pateicību Latvijas Zinātņu padomei par iespēju piedalīties projektā “Dzīvsudraba piesārņojums savvaļas putnos Latvijā: pašreizējais stāvoklis un līdzšinējo pārmaiņu rekonstrukcija” (Nr. LZP-2020/1-0005), kura ietvaros es varēju izstrādāt savu pētniecisko darbu.

Nenoliedzami esmu pateicību parādā arī saviem draugiem un tuviniekiem, kuri mani atbalstīja un palīdzēja darba tapšanas procesā.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA UN AVOTI

- Ābola, A., Strazds, M., Gavare, Z., Veilande, R. 2021. Assessing mercury pollution using eggshells of black stork. *Proceedings of the 13th International Scientific and Practical Conference.*: Volume 1, 12-16. <https://doi.org/10.17770/etr2021vol1.6528>.
- Ackerman, J., T., Eagles-Smith, C., A., Herzog, M., P., C., Hartman, A., Peterson, S., H., Evers, D., C., Jackson, A., K., Elliott, J., E., Vander Pol, S., S., Bryan, C., E. 2016. Avian Mercury Exposure and Toxicological Risk across Western North America: A Synthesis. *Science of the Total Environment.*: 568: 749–769. ISSN0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.071>.
- Amde, M., Yin, Y., Zhang, D., Liu, J. 2016. Methods and recent advances in speciation analysis of mercury chemical species in environmental samples: a review. *Chemical Speciation & Bioavailability.*: 28:1-4, 51-65, <https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1164019>.
- Banas, J., Zieba, S., Bujoczek, M., Bujoczek, L. 2019. The Impact of Different Management Scenarios on the Availability of Potential Forest Habitats for Wildlife on a Landscape Level: The Case of the Black Stork *Ciconia nigra* (Linnaeus, 1758) *Forests.*: 10, 5: 362. <https://doi.org/10.3390/f10050362>.
- Beganyi, S., R., Batzer, D., P. 2011. Wildfire induced changes in aquatic invertebrate communities and mercury bioaccumulation in the Okefenokee Swamp. *Hydrobiologia.*: 669, 237–247. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0694-4>.
- Berlin, M., Zalups, R., K., Fowler, B., A. 2007. Mercury: Nordberg G. F. et al. (eds.), *Handbook on the Toxicology of Metals*, chapter 33, Elsevier Inc., New York, NY, USA, 3rd edition. <https://doi.org/10.1016/B978-012369413-3/50088-4>.
- Bernhoft, R., A. 2012. Mercury toxicity and treatment: a review of the literature. *Journal of Environmental and Public Health.*: 2012:460508. <https://doi.org/10.1155/2012/460508>.
- BirdLife International 2012. *Ciconia nigra*. The IUCN Red List of Threatened Species. Sk. 02.04.2022. Pieejams: <https://www.iucnredlist.org/species/22697669/111747857>.
- BirdLife International. 2015. *Ciconia nigra* -- (Linnaeus, 1758). BirdLife International, Cambridge, U.K. Sk. 02.04.2022. Pieejams: http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/erlob/summarypdfs/22697669_ciconia_nigra.pdf, accessed 10 October 2017.
- BirdLife International. 2018. State of the World's birds: taking the pulse of the planet. BirdLife International, Cambridge. Sk. 02.04.2022. Pieejams: <https://www.birdlife.org/papers-reports/state-of-the-worlds-birds/>.

- Bitenieks, K., Ruņģis, D., E., Bārtule, A., Kalvīte, Z., Lībiete, Z., Eklof, K. 2019. The Interaction of Microbial Diversity and Functionality with Bioaccumulation of Methyl Mercury in Organic Soils. *Konferences "14th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (ICMGP) referāts*.
- Bouchentouf, S. 2013. Bio-monitoring of Trace Mercury Using Seabirds' Dejections from Arzew Gulf: A Potential Risk for Human Health. *Journal of Environment Pollution and Human Health.*: 10.12691/jephh-2-1-2. <https://doi.org/10.12691/jephh-2-1-2>.
- Catalán, N., Herrero Ortega, S., Grontoft, H., Hilmansson, T., G., Bertilsson, S., Wu, P., Levanoni, O., Bishop, K., Bravo, A., G. 2017. Effects of Beaver Impoundments on Dissolved Organic Matter Quality and Biodegradability in Boreal Riverine Systems. *Hydrobiologia.*: 793(1): 135–48. <https://datubazes.lanet.lv:5301/article/10.1007/s10750-016-2766-y>.
- Celik, E., Durmus, A., Adizel O., Uyar, H., N. 2021. A Bibliometric Analysis: What Do We Know about Metals (Loids) Accumulation in Wild Birds? *Environmental Science & Pollution Research.*: 28(8): 10302–34. <https://datubazes.lanet.lv:5301/article/10.1007/s11356-021-12344-8>.
- Chen, C., Y., Borsuk, M., E., Bugge, D., M., Hollweg, T., Balcom, P., H. 2014 Benthic and Pelagic Pathways of Methylmercury Bioaccumulation in Estuarine Food Webs of the Northeast United States. *PLOS ONE.*: 9(2): e89305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089305>.
- Černova, J. 2015. Ekoloģiskā piesārņojuma kumulācija melnā stārķa (*Ciconia Nigra*) organismā. *Latvijas Lauksaimniecības universitāte*: 50.
- Čiuldienē, D., Vigricas, E., Belova, O., Aleinikovas, M., Armolaitis, K. 2020. The Effect of Beaver Dams on Organic Carbon, Nutrients and Methyl Mercury Distribution in Impounded Waterbodies. *Wildlife Biology.*: 2020(3): 1–8. <https://doi.org/10.1111/wlb.00678>
- DiFrancesco, D., Shinn, R. 2002. Ecological Effects of Mercury. *New Jersey Mercury Task Force Report. Volume II: Impacts of Mercury in New Jersey.*: p. 55-69. https://www.nj.gov/dep/dsr/mercury/Mercury%20Task%20Force_Volume%20Two.pdf.
- Driscoll, C., T., Mason, R., P., Chan, H., M., Jacob, D., J., & Pirrone, N. 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology.*: 47(10), 4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>.
- Durmus, A. 2018. The Mercury (Hg) Concentrations in Feathers of Wild Birds. *Applied Ecology and Environmental Research.*: 16(3): 2973–81. https://doi.org/10.15666/aeer/1603_29732981

- Eagles-Smith, C., A., Ackerman, J., T., De La Cruz, S., E., Takekawa, J., Y. 2009. Mercury bioaccumulation and risk to three waterbird foraging guilds is influenced by foraging ecology and breeding stage. *Environmental pollution.*: 157 (7), 1993–2002. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.030>
- Eeva, T., Raivikko, N., Espín, S., Sánchez-Virosta, P., Ruuskanen, S., Sorvari, J., Rainio, M. 2020. Bird Feces as Indicators of Metal Pollution: Pitfalls and Solutions. *Toxics.*: 124 (8). <https://doi.org/10.3390/toxics8040124>
- Engstrom, D., R. 2007. Fish respond when the mercury rises. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.*: 104(42), 16394–16395. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708273104>
- European Environment Agency. 2019. The European environment – state and outlook 2020. Knowledge for transition to a sustainable Europe. Sk. 03.02.2022. Pieejams <https://www.eea.europa.eu/soer>.
- European Environmental Agency. 2020. Deliveries for Report on Progress and Implementation.: Article 12, Birds Directive. Sk. 03.02.2022. Pieejams <https://rod.eionet.europa.eu/obligations/278/deliveries>.
- Evers, D. 2018. *The Effects of Methylmercury on Wildlife: A Comprehensive Review and Approach for Interpretation*. Encyclopedia of the Anthropocene. Elsevier Inc. Pages 181-194. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09985-7>.
- Gavare, Z. 2013. Metodika: kopējā Hg daudzuma kontrole apkārtējā vidē (gaisā, ūdenī un augsnē) dzīvsudrabu saturošu zinātnisku iekārtu tuvumā. Versija 1.00. *LU Atomfizikas un spektroskopijas institūts*: 16.
- Goutner, V., Becker, P., Liordos, V., Tsachalidis, E. 2011. Mercury in White Stork (*Ciconia ciconia*) Chick Feathers from Northeastern Mediterranean Areas in Relation to Age, Brood Size, and Hatching Order. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.*: 61. 327-36. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9606-2>.
- Hall, L., A., Woo, I., Marvin-DiPasquale, M., Tsao, D., C., Krabbenhoft, D., P., Takekawa, J., Y., De La Cruz, S., E., W. 2020. Disentangling the Effects of Habitat Biogeochemistry , Food Web Structure , and Diet Composition on Mercury Bioaccumulation in a Wetland Bird. *Environmental Pollution.*: 256: 113280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113280>.
- Hampl, R., Bureš, S., Baláž, P., Bobek, M., Pojer, F. 2005. Food Provisioning and Nestling Diet of the Black Stork in the Czech Republic. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology.*: 28(1), 35–40. <http://www.jstor.org/stable/1522312>.

- Hancock, J., Kushlan, J., Kahl, M. 1992. Storks, Ibises and Spoonbills of the World. *Academic Press*, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, New York.
- Harding, G., Dalziel, J., & Vass, P. 2018. Bioaccumulation of methylmercury within the marine food web of the outer Bay of Fundy, Gulf of Maine. *PLOS ONE*.: 13(7), e0197220. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197220>.
- Heinz, G., H., Hoffman, D., J., Klimstra, J., D., Stebbins, K., R., Kondrad, S., L., Erwin, C., A. 2008. Species Differences in the Sensitivity of Avian Embryos to Methylmercury. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*.: 56(1): 129–38. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9160-3>.
- Henny, C., J., Elliott, J., E. 2007. *Toxicology*. Pp. 329-350 in D.M. Bird, and K.L. Bildstein (eds.), Raptor research and management techniques manual, 2nd ed. Hancock House Publishing, Ltd. Surrey, British Columbia, Canada. 463 pp.
- Herring, G., Ackerman, J., T., & Herzog, M., P. 2012. Mercury Exposure May Suppress Baseline Corticosterone Levels in Juvenile Birds. *Environmental Science & Technology*.: 46(11), 6339–6346. <https://doi.org/10.1021/es300668c>
- Hong, Y., S., Kim, Y., M., Lee, K., E. 2012. Methylmercury exposure and health effects. *Journal of preventive medicine and public health = Yebang Uihakhoe chi*.: 45(6), 353–363. <https://doi.org/10.3961/jpmp.2012.45.6.353>.
- Hsu-Kim, H., Eckley, C., S., Achá, D., Feng, X., Gilmour, C.C., Jonsson, S., Mitchell C., P., J. 2018. Challenges and Opportunities for Managing Aquatic Mercury Pollution in Altered Landscapes. *Ambio*.: 47(2): 141–69. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5794684/>.
- Hu, Y., Cheng, H. 2016. Control of mercury emissions from stationary coal combustion sources in China: Current status and recommendations. *Environmental Pollution*.: Volume 218, Pages 1209-1221, ISSN 0269-7491. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.077>.
- IUCN. 2012a. *IUCN Red List Categories And Criteria: Version 3.1. Second edition* Gland, Switzerland, and Cambridge, UK: IUCN. Sk. 13.11.2021. Pieejams <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd.pdf>.
- IUCN. 2020. The IUCN red list of threatened species. Version 2018–1. Sk. 13.11.2021. Pieejams <https://www.iucnredlist.org/search?query=birds&searchType=species>.
- JASP Team. 2022. JASP (Version 0.16.2) Computer software. <https://jasp-stats.org/>
- Kalvīte, Z., Lībiete, Z., Kļaviņš, I., Bārtule, A., Bičkovskis, K. 2021. The Impact of Beaver Dam Removal on the Chemical Properties of Water in Drainage Ditches in Peatland

- Forests. *Scandinavian Journal of Forest Research.*: 36(1): 1–14.
<https://doi.org/10.1080/02827581.2020.1855364>.
- Kaminski, M., Bańbura, J., Janic, B., Marszał, L., Minias, P., Zieliński, P. 2018. Intra-seasonal and brood-size dependent variation in the diet of black stork (*Ciconia nigra*) Nestlings. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology.*: 41(3):268-275.
<https://doi.org/10.1675/063.041.0306>
- Ķerus, V., Dekants, A., Auniņš, A., Mārdega, I. 2021. Latvijas Ligzdojošo Putnu Atlanti 1980-2017. *Latvijas Ornitoloģijas biedrība*. Rīga: 512.
- Kļaviņa, Z., Bārdule, A., Eklöf, K., Bitenieks, K., Kļaviņš, I., Lībiete Z. 2021. Carbon, Nutrients and Methylmercury in Water from Small Catchments Affected by Various Forest Management Operations. *Forests.*: 12, 9: 1278.
<https://doi.org/10.3390/f12091278>.
- Kļaviņš, M., Cimdiņš, P. 2004. *Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība*. Rīga : LU Akadēmiskais apgāds, 204 lpp.
- Kļaviņš, M., Zaļoksnis, J. 2005. *Ekotoksikoloģija*. Rīga: LU, 307 lpp.
- Kļaviņš, M. 2012. *Vides piesārņojums un tā iedarbība*. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 200 lpp.
- Kraus, J., Walters, D., Wesner, J., Stricker, C., Schmidt, T., Zuellig, R. 2014. Metamorphosis Alters Contaminants and Chemical Tracers in Insects: Implications for Food Webs. *Environmental Science & Technology.*: 48. <https://doi.org/10.1021/es502970b>.
- Kronberg, R.-M., Tjerngren, I., Drott, A., Björn, E., Skyllberg, U. 2016. Net degradation of methyl mercury in alder swamps. *Environmental Science & Technology.*: 46, 13,144–13,151. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2015GB005316>
- Hsu-Kim, H., Eckley, C., S., Achá, D., Feng, X., Gilmour, C., C., Jonsson, S., Mitchell, C., P., J. 2018. Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes. *Ambio.*: 47, 141–169 (2018). <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1006-7>
- Kucharska, K., Binkowski, Ł., J., Dudzik, K. 2021. Spatial and Temporal Trends in Mercury Levels in the down of Black Stork Chicks in Central Europe. *Environmental Pollution.*: 274: 116571. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116571>.
- Latvijas dabas fonda (LDF) tiešraides kameras, 2015. Sk. 03.03.2022. Pieejams <https://forums.dabasdati.lv/viewtopic.php?f=25&t=1686&start=420>.
- Latvijas kods. Melnā stārķa kungs. 2020. Dokumentāla filma. Sk. 19.05.2022. Pieejams <https://replay.lsm.lv/lv/ieraksts/ltv/203899/latvijas-kods-melna-starka-kungs-dokumentala-filma>

- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2020. Nacionālais ziņojums par vides stāvokli 2016.-2019. Sk. 10.03.2022. Pieejams <https://www4.meteo.lv/varam/2019/>.
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2016. Nacionālais ziņojums par vides stāvokli 2012.–2015. Sk. 10.03.2022. Pieejams <https://www4.meteo.lv/varam/2015/>.
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2017. Pārskats par virszemes un pazemes ūdeņu stāvokli 2016. gadā. Sk. 10.03.2022. Pieejams https://videscentrs.lvģmc.lv/files/Udens/udens_kvalitate/VPUK_parskats_2016.pdf.
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2018. Pārskats par virszemes un pazemes ūdeņu stāvokli 2017. gadā. Sk. 10.03.2022. Pieejams https://videscentrs.lvģmc.lv/files/Udens/udens_kvalitate/VPUK_parskats_2017.pdf.
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2019. Pārskats par virszemes un pazemes ūdeņu stāvokli 2018. gadā. Sk. 10.03.2022. Pieejams https://videscentrs.lvģmc.lv/files/Udens/udens_kvalitate/VPUK_2018_publicesanai.pdf.
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2020. Pārskats par virszemes un pazemes ūdeņu stāvokli 2019. gadā. Sk. 10.03.2022. Pieejams https://videscentrs.lvģmc.lv/files/Udens/udens_kvalitate/VPUK_2019_FINAL_26102020.pdf.
- Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVĢMC). 2021. Pārskats par virszemes un pazemes ūdeņu stāvokli 2020. gadā. Sk. 10.03.2022. Pieejams https://videscentrs.lvģmc.lv/files/Udens/udens_kvalitate/VPUK_2020_publicesanai_18032022.pdf.
- Levanoni, O., Bishop, K., Mckie, B., G., Hartman, G., Eklöf, K., Ecke, F. 2015. Impact of Beaver Pond Colonization History on Methylmercury Concentrations in Surface Water. *Environmental Science & Technology*.: 49(21): 12679–87. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03146>
- Literak, I., Kafka, P., Vrana, J., Pojer, F. 2017. Migration of black btorks *Ciconia nigra* at a migratory divide: two different routes used by siblings from one nest and two different routes used by one individual. *Ringing & Migration*.: 32:1, 19-24, <https://doi.org/10.1080/03078698.2017.1332260>
- Loic, Y., Bertheau, C., Cazaux, D., Regier, N., Slaveykova, V., I., Chalot, M. 2019. Insect life traits are key factors in mercury accumulation and transfer within the terrestrial food web. *Environmental Science & Technology*.: 53 (19), 11122-11132. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04102>

- MK noteikumi Nr. 118 “Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti” Pieņemti 12.03.2002. Latvijas Republikas Saeima. Sk. 20.04.2022. <https://likumi.lv/ta/id/60829-noteikumi-par-virszemes-un-pazemes-udenu-kvalitati>
- Moreno-Opo, R., Fernández-Olalla, M., Guil, F., Arredondo, Á., Higuero, R., Martín, M., Soria, C., Guzmán, J. 2011. The role of ponds as feeding habitat for an umbrella species: Best management practices for the black stork *Ciconia nigra* in Spain. *Oryx*: 45(3), 448-455. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001560>.
- Morita, M., Yoshinaga, J., Edmonds, J., S. 1998. The Determination of Mercury Species in the Determination of Mercury Species In. *Pure & Applied Chemistry*: 70(8): 1585–1615. <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1351/pac199870081585/html>.
- Osterwalder, S., Bishop, K., Alewell, C., Fritsche, J., Laudon, H., Åkerblom, S., Nilsson, M. 2017. Mercury evasion from a boreal peatland shortens the timeline for recovery from legacy pollution. *Scientific Reports*: 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-16141-7>.
- Otero, X., Fernández-Sanjurjo, M., J. 2000. Mercury in faeces and feathers of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans Pallas*) and in soils from their breeding sites in the Cies Islands (NW Spain) in the vicinity of a chlor-alkali plant. *Fresenius Environmental Bulletin*: 9. 56-63. <https://www.researchgate.net/publication/236593974>.
- Painter, K., Westbrook, C., Hall, B., O’Driscoll, N., Jardine, T. 2015. Effects of in-channel beaver impoundments on mercury bioaccumulation in Rocky Mountain stream food webs. *Ecosphere*: 6. art194. <https://doi.org/10.1890/ES15-00167.1>.
- Peterson, S., H., Ackerman, J., T., Eagles-Smith, C., A., Hartman, C., A., Herzog, M., P. 2017. A critical evaluation of the utility of eggshells for estimating mercury concentrations in avian eggs. *Environmental toxicology and chemistry*: 36(9), 2417–2427. <https://doi.org/10.1002/etc.3777>.
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J., Haapanen, M. 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environment Science & Technology*: Vol. 37(11), pp. 2389–2393, <https://doi.org/10.1021/es0340174>.
- Pupiņš, M., Pupiņa A. 2011. *Latvijas pieaugušo abinieku sugu lauku noteicējs*. Daugavpils Universitātes Akadēmiskais apgāds „Saule”, 80 lpp.
- Roy, V., Amyot, M., Carignan, R. 2009. Beaver Ponds Increase Methylmercury Concentrations in Canadian Shield Streams along Vegetation and Pond-Age Gradients. *Environmental Science & Technology*: 43(15): 5605–11. <https://doi.org/10.1021/es901193x>.
- San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Maianti, P., Liberta, G., Artes Vivancos, T., Jacome Felix Oom, D., Branco, A., De Rigo, D., Ferrari, D., Pfeiffer, H., Grecchi, R.,

- Nuijten, D., Onida, M. and Loffler, P. 2021. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2020. *Publications Office of the European Union*.: Luxembourg. EUR 30862 EN. <https://doi.org/10.2760/059331>
- Selin, N., E. 2009. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review *Journal Article Annual Review of Environment and Resources*.: 43-63. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.051308.084314>.
- Semeena, V., S., Bartnicki, J., Gusev, A., Aas, W. 2014. Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Dioxins/Furans to the Baltic Sea in 2014. *Emep Centres Join Report for HELCOM*. Research Report 191. Oslo, Norway. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Atmospheric-Supply-of-Nitrogen-Lead-Cadmium-Mercury-and-Dioxines-Furanes-to-the-Baltic-Sea-in-2012.pdf>.
- Spalding, M., G., Frederick, P., C., McGil, H., C., Bouton, S., N., McDowell, L., R. 2000. Methylmercury Accumulation In Tissues and Its Effects On Growth And Appetite In Captive Great Egrets. *Journal of Wildlife Diseases*.: 36(3), p.411-422. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-36.3.411>.
- Stohs, S., J., Bagchi, D. 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radical Biology & Medicine*.: 18(2), 321–336. [https://doi.org/10.1016/0891-5849\(94\)00159-h](https://doi.org/10.1016/0891-5849(94)00159-h).
- Strazds, M. 1993. Die Änderungen der Nahrungsbiotope der Schwarzstörche in Lettland und deren möglicher Einfluß auf die Storchenpopulation Lettlands und Europas (Melnā stārķa barošānās biotopu pārmaiņas Latvijā un to varbūtējā ietekme uz stārķa populāciju Latvijā un Eiropā.) *Schriftenr. Umwelt u. Naturschutz K. Minden-Lübbecke*.: 2:49–53.
- Strazds, M. 2005. Melnā stārķa (*Ciconia nigra*) aizsardzības pasākumu plāns Latvijā. *Ķemeru nacionālā parka administrācija*: 60. <https://www.daba.gov.lv/lv/media/5944/download>.
- Strazds, M. 2011. Melnā stārķa saglabāšanas ekoloģija Latvijā. *Disertācijas kopsavilkums*: 48.
- Strazds, M. 2015. Recent Impact of DDT Contamination on Black Stork Eggs. *Journal of Ornithology*.: 156(July): 187–98.
- Strazds, M. 2018. Dažas ziņas par 2017.gadu. Sk. 12.03.2022. Pieejams <https://www.goris.lv/dazas-zinas-par-2017-gadu/>.
- Strazds, M. 2021a. Melnā stārķa populācijas raksturošana un plānotā vēja parka ietekmes uz populāciju vērtējums. Pētījuma atskaite, LU Bioloģijas Institūts.
- Strazds, M. 2021b. Melnais stārķis. Dzīvības lidojums. (Facebook). 07.07.2021. <https://www.facebook.com/DzivibasLidojums/photos/a.158635004325407/1654375224751370/>.

- Švāgere, A. 2009. Dzīvsudraba koncentrācijas mērījumi kūdrā un ūdenī. *Latvijas Universitāte*: 47.
- Švāgere, A. 2011. Dzīvsudraba koncentrācijas mērīšana ūdenī un ezera nogulsnēs, izmantojot Zēmana atomu absorbcijas spektroskopiju. *Latvijas Universitāte*: 53.
- Tamas, E., A. 2012. Breeding and migration of the Black Stork (*Ciconia nigra*), with special regard to a Central European population and the impact of hydro-meteorological factors and wetland status. Doctoral thesis: 146. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10534.96323>.
- Treinyš, R., Stončius, D., Augutis, D., Skuja, S. 2009. Breeding habitat of the black stork *Ciconia nigra* in Lithuania: Implications for conservation planning. *Baltic Forestry*: 15(1), 33-40. [https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2009-15\[1\]/BF09%2015\(1\)%20p%2033_40.pdf](https://www.balticforestry.mi.lt/bf/PDF_Articles/2009-15[1]/BF09%2015(1)%20p%2033_40.pdf).
- Treinyš, R., Mozgeris, G., Skuja, S. 2016. Can Intensified Forestry Be Responsible for Changes in Habitat Usage by the Forest-Dwelling Black Stork? *European Journal of Forest Research*: 135(6): 1175–86. <https://datubazes.lanet.lv:5301/article/10.1007/s10342-016-1003-6>.
- Tejning, S. 1967. Mercury in Pheasants (*Phasianus colchicus L.*) Deriving from Seed Grain Dressed with Methyl and Ethyl Mercury Compounds. *Oikos*: 18(2), 334–344. <https://doi.org/10.2307/3565109>.
- Turetsky, M., R., Harden, J., W., Friedli, H., R., Flannigan, M., D., Payne, N., Crock, J., Radke, L., F. 2006. Wildfires threaten mercury stocks in northern soils. *USGS Publications Warehouse*: 33, L16403, <https://doi.org/10.1029/2005GL025595>.
- UN Environment Programme (UNEP), 2019. Global Mercury Assessment 2018. *UN Environment Programme*. Chemical and Health Branch Geneva, Switzerland Sk.16.02.2022. Pieejams <https://sdg.iisd.org/news/unep-publishes-2018-global-mercury-assessment/>.
- USGS Science for a changing world, Mercury Cycling in the Environment. Sk.16.02.2022. <https://wi.water.usgs.gov/mercury-lab/research/mercury-cycling.html>
- Wentz, D., A., Brigham, M., E., Chasar, L., C., Lutz, M., A., Krabbenhoft, D., P. 2014. *Mercury in the Nation's streams—Levels, trends, and implications*, U.S. Geological Survey Circular 1395, 90 p., <https://dx.doi.org/10.3133/cir1395>
- Wu, P., Bishop, K., von Brömssen, C., Eklöf, K., Futter, M., Hultberg, H., Martin, J., Åkerblom, S. 2018. Does forest harvest increase the mercury concentrations in fish? Evidence from Swedish lakes. *Science of The Total Environment*: Volumes 622–623, Pages 1353–1362, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.075>.

- Yung, L., Bertheau, C., Cazaux, D., Regier, N., Slaveykova, V., I., Chalot, M. 2019. Insect Life Traits Are Key Factors in Mercury Accumulation and Transfer within the Terrestrial Food Web. *Environmental Science & Technology*.: 53. 10.1021/acs.est.9b04102.
- Zuber, S., L., Newman, M., C. 2011. *Mercury Pollution: A Transdisciplinary Treatment*, CRC Press, 288 p.

Maģistra darbs “Piesārņojuma ar dzīvsudrabu novērtējums melnajos stārķos (*Ciconia nigra*) Latvijā” izstrādāts LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē.

Ar savu parakstu apliecinu, ka pētījums veikts patstāvīgi, izmantoti tikai tajā norādītie informācijas avoti un iesniegtā darba elektroniskā kopija atbilst izdrukai.

Autors: Zanda Briķe

paraksts

datums

Rekomendēju darbu aizstāvēšanai:

Zinātniskais vadītājs: docents Jānis Ventiņš

paraksts

datums

Recenzents: profesors Viesturs Melecis

Darbs iesniegts LU Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļas lietvedībā

Nodaļas lietvedis: Antra Dūle

paraksts

datums

Noslēguma darba aizstāvēšanas rezultāti:

Maģistra darbs aizstāvēts Vides zinātnes maģistra akadēmisko studiju gala pārbaudījumu komisijas sēdē

gads, datums, mēnesis

protokola nr. vērtējums

Sekretārs: Laura Kļaviņa

paraksts

datums