

# Fosfora un smago metālu akumulācija Latvijas ūdenstilpēs

Disertācija

Dr. ģeogr. zinātniskā grāda iegūšanai  
Ģeogrāfijas apakšnozare - Vides ģeogrāfija

RĪGA, 1996

## SATURA RĀDĪTĀJS

### 1. IEVADS

### 2. LITERATŪRAS APSKATS

2.1. Fosfora un tā savienojumu akumulācijas raksturs ūdenstilpju baseinos un to ietekmējošie faktori

2.2. Metālu akumulācijas raksturs ūdenstilpju sateces baseinos un to ietekmējošie faktori

### 3. MATERIĀLI UN METODES

3.1. Paraugu ievākšanas principi

3.2. Ūdens ķīmiskās analīzes metodes

3.3. Nogulumu ķīmiskā sastāva analīzes metodes

3.4. Fosfora analīzes metodes

3.4.1. Fosfora atrašanās formu ūdenī noteikšanas metodes

3.4.2. Fosfora atrašanās formu nogulumos noteikšanas metodes

3.5. Metālu analīzes metodes

3.5.1. Metālu atrašanās formu ūdenī analīze

3.5.2. Metālu satura noteikšana nogulumos izmantojot AAS

3.5.3. Metālu satura noteikšana nogulumos izmantojot EDRF

3.5.4. Metālu atrašanās formu noteikšanas metode nogulumos

3.6. Nogulumu granulometriskā sastāva analīze

3.7. Darbā pielietotās aprēķinu un analīžu metodes

### 4. REZULTĀTI UN TO APSPRIEŠANA

4.1. Ezeru izpētes vēsture

4.2. Pētīto ezeru sateces baseinu raksturojums

4.3. Ezeru morfometriskais un hidroloģiskais raksturojums

4.4. Ezeru hidroķīmiskais raksturojums

4.5. Ezeru nogulumu granulometriskais sastāvs

4.6. Fosfora atrašanās formas un akumulācijas izpēte Latvijas ūdenstilpju ūdeņos un nogulumos

4.6.1. Fosfora satura izpēte Latvijas ūdenstilpju ūdeņos

4.6.2. Zemes lietojuma veida ietekme uz fosfora saturu Salacas upes baseinā

4.6.3. Fosfora atrašanās formas Latvijas ūdenstilpju ūdeņos

4.6.4. Fosfora akumulācijas raksturs Latvijas ūdenstilpju nogulumos

4.6.5. Fosfora slodzi un ūdenstilpju trofijas pakāpi ietekmējošie parametri

4.7. Metālu akumulācijas raksturs Latvijas ūdenstilpju nogulumos un ūdeņos

4.7.1. Metālu atrašanās formas Latvijas ūdenstilpju ūdeņos

4.7.2. Metālu akumulācijas raksturs Latvijas ūdenstilpju nogulumos

4.7.1. Metālu atrašanās formas Latvijas ūdenstilpju nogulumos

### 5. SECINĀJUMI

### 6. LITERATŪRAS SARAKSTS

### DARBĀ IZMANTOTO JĒDZIENU SKAIDROJOŠĀ VĀRDNĪCA

## 1. IEVADS

### PĒTĪJUMA AKTUALITĀTE

Pēdējā laikā no vides aizsardzības viedokļa īpašu nozīmi iegūst Latvijas iekšējo ūdeņu ekoloģiskā stāvokļa vērtējums. Šo pētījumu aktualitāti nosaka ūdens kvalitātes pasliktināšanās, kas galvenokārt ir saistīta ar zemes lietojuma veidu ietekmi un piesārņojuma avotu klātbūtni ūdenstilpju sateces baseinos. Kaut arī piesārņojošo vielu slodze pēdējā laikā ir jūtami samazinājusies, vides kvalitāti un tās piesārņojuma līmeņus var būtiski ietekmēt stabilās piesārņojošās vielas, tām atbrīvojoties no vides, kur tās ir akumulējušās.

Ūdeņu piesārņojums vispirms ir saistīts ar vidi piesārņojošo stabilo vielu un tādu vielu klātbūtni, kuras spēj akumulēties ekosistēmās un ietekmēt dzīvo organismu funkcionēšanu. Par būtisku jāuzskata vides piesārņojums ar metāliem un citiem toksiskiem mikroelementiem, jo metālu iesaistīšanās vielu ģeokīmiskās aprites ciklos norit relatīvi mazintensīvi. Tajā pat laikā antropogēnās darbības rezultātā no litosfēras tiek ekstrahēti ievērojami daudzumi ražošanā izmantoto metālu, un tie atgriežas vidē ražošanas procesu blakusproduktu veidā vai arī nokļūst vidē pēc izstrādājumu nolietojšanās. Cita nozīmīga piesārņojošo vielu grupa, kas ietekmē vides kvalitāti ir biogēnie elementi. Aktuāls ir jautājums par biogēno elementu pieplūdes daudzumu, kas nosaka šo elementu koncentrāciju un akumulācijas procesa intensitāti ūdens ekosistēmās. Vides piesārņojuma bīstamību ar biogēnajiem elementiem nosaka to loma ūdenstilpēs noritošajos procesos, kā arī tas, ka ievērojami šo vielu daudzumi atrodas Latvijas ūdenstilpēs un to nogulumos. No biogēnajiem elementiem īpaši nozīmīgs ir fosfors un tā savienojumi, jo tie ir viens no eutrofikācijas procesa limitējošiem elementiem. Tradicionāli vides piesārņojums tiek analizēts, pētot vielu plūsmas, kuras nāk no kāda piesārņojuma avota, tajā pat laikā neņemot vērā vielu mijiedarbības raksturu hidroekosistēmās un to tendenci akumulēties nogulumos. Šajā darbā pirmo reizi izmantota kompleksa pieeja fosfora un smago metālu atrašanās formu un kopējā satura analīzei 76 ezeros un 5 lielākajās upēs dažādos Latvijas fizioģeogrāfiskajos rajonos. Darba nozīmību palielina veikto pētījumu apjoms, kas aptver gan ūdens, gan nogulumu vidi. Darba aktualitāti apliecina saistība ar vairākiem valsts institūciju pasūtītiem pētījumiem: "Bioloģiskā daudzveidība saldūdens ekosistēmās", "Toksisko hlororganisko vielu un biogēno elementu saturs iekšējos ūdeņos un to ietekme hidrekosistēmās", "Ezeru monitoringa sistēmas izveide Latvijā".

#### DARBA MĒRĶI:

- izanalizēt fosfora saturu un atrašanās formas Latvijas ūdenstilpju (lielāko upju un tipoloģiski atšķirīgu ezeru) ūdeņos un to nogulumos, nosakot savienojumus, ar kuriem fosfors tajos ir saistīts;
- izanalizēt smago metālu (svins, kadmījs, varš, niķelis, cinks, mangāns) saturu un atrašanās formas Latvijas ūdenstilpju ūdeņos un nogulumos;
- pētīt analizēto vielu akumulācijas raksturu ietekmējošos faktorus;
- novērtēt analizēto vielu atrašanās formu sadalījuma un vielu kopējā daudzuma ietekmi uz bioloģiskajiem procesiem ūdenstilpēs;
- izvērtēt Latvijas ūdeņu piesārņojuma līmeni un to ietekmējošos faktorus.

#### DARBA NOVITĀTE

- pirmo reizi, izmantojot kompleksu fosfora un metālu atrašanās formu analīzi, veikts Latvijas ūdenstilpju piesārņojuma līmeņu novērtējums, uzskatot, ka piesārņojošo vielu atrašanās formu analīze ļauj daudz precīzāk nekā kopējā satura analīzes izvērtēt ūdenstilpēs notiekošo procesu raksturu saistībā ar ūdenstilpju ģenēzi, sateces baseina īpatnībām un piesārņojuma avotu klātbūtni. Vienaļcīgi noteikts fosfora un smago metālu kopējais saturs Latvijas ūdenstilpju nogulumos. Pierādīta fosfora un smago metālu satura un atrašanās formu analīzes izmantošanas iespējamība piesārņojuma līmeņa un veida adekvātai novērtēšanai, kā arī vides piesārņojuma monitoringam
- novērtēta fosfora slodzes ietekme uz bioloģisko procesu raksturu ūdenstilpēs un izpētītas kritiskās fosfora slodzes vērtības morfometriski atšķirīgām ūdenstilpēm un aprēķinātas faktiskās minerālā fosfora slodzes vērtības ūdenstilpēm ar dažādu trofijas pakāpi.
- izvērtēta vides ģeogrāfisko faktoru (ūdenstilpju morfometriskie un hidroģeogrāfiskie rādītāji) ietekme uz fosfora un metālu atrašanās formām un piesārņojošo vielu satura līmeņiem.

#### DARBA APROBĀCIJA

Galvenie darba rezultāti apkopoti 8 publikācijās. Par darba rezultātiem sniegti ziņojumi sešās konferencēs, tai skaitā četrās starptautiskās konferencēs.

#### AUTORA IEGULDĪJUMS

Autora ieguldījums ir saistīts ar paraugu ievākšanas programmas, metodikas un principu izstrādi, atbilstoši kuriem tika veikta paraugu ievākšana ūdenstilpēs, paraugu pirmapstrādi lauka apstākļos un sagatavošana analīzēm laboratorijas apstākļos. Tika apgūta un pēc tam ieviesta laboratorijas praksē fosfora formu analīzes metode ūdenstilpju nogulumos. Šī darba ietvaros veikta rezultātu apkopošana, datu matemātiskā apstrāde, kā arī dažādu parametru ietekmes izpēte uz fosfora un

metālu atrašanās formām.

## 2. LITERATŪRAS APSKATS

### 2.1. FOSFORA AKUMULĀCIJAS RAKSTURS ŪDENSTILPJU BASEINOS UN TO IETEKMĒJOŠIE FAKTORI

Fosfors uzskatāms par vienu no nozīmīgākajiem elementiem dzīvajos organismos. Fosfors un tā savienojumi lielos daudzumos nokļūst vidē gan dabisko, gan antropogēnu procesu rezultātā. Tas ir vienpadsmitais izplatītākais elements Zemes garozā. Fosfors vidē atrodas plaši izplatītās apatītu grupas minerālu veidā ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{F},\text{OH})_2$ ); arī kalcija fosfāta ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ); alumīnija fosfāta ( $\text{AlPO}_4$  un dzelzs (III) fosfāta ( $\text{FePO}_4$ ) veidā. Turklāt jāpiezīmē, ka patiesais fosfātu minerālu sastāvs ir daudz komplicētāks nekā augšminētajās formulās. To nosaka augstā izomorfās aizstāšanas pakāpe starp galvenajiem katjoniem  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ , kā arī relatīvi lielais mikroelementu daudzums fosfora saturošos minerālos (Griffith et al., 1973). Fosfora daudzums vulkāniskos un metamorfās izcelsmes iežos var būt pat līdz 18 % no to masas, bet vidējais tā daudzums ir 12 % (McKelvey, 1973). Fosfora vidējā koncentrācija ir novērtēta aptuveni 0,1 % no svara un pēc ģeokīmiskās klasifikācijas tas iedalāms mikroelementu klasē (Brink, 1978). Daudzi pētījumi ir pierādījuši fosfora nozīmību ūdenstilpju eitrofikācijas procesos (Griffith et al., 1973; Hecky & Kilham, 1988; Vollenweider, 1982; Brink, 1978; Dillon, 1975). Pastiprinātas fosfora pieplūdes rezultātā samazinās ūdens caurredzamība, palielinās organisko vielu sedimentācijas ātrums un nogulšņu biezums, kā arī pazeminās skābekļa daudzums, izmainās sugu sastāvs un notiek strauja ūdenstilpju aizaugšana.

Fosfors sateces baseinu ūdenī var nokļūt šādu dabisku un antropogēnu procesu rezultātā (Brink, 1978):

#### 1. Dabiskie procesi:

##### 1.1. fosfora saturošu minerālu dēdēšana:

Dēdēšanas rezultātā upēs, ezeros un okeānos tiek ienests ievērojams daudzums fosfora saturošu minerālu savienojumu. Šī transporta intensitāte ir atkarīga no fosfora daudzuma metamorfajos, vulkāniskajos un nogulumiežos kā arī no dēdēšanas procesa intensitātes, ko ietekmē skābie nokrišņi, zemes lietojuma veids, mežu izciršana u.c.

##### 1.2. augšņu erozija;

##### 1.3. atmosfēras nokrišņi:

Lietusgāzu ūdens, kas ar virszemes noteci noplūst ūdenstilpēs, satur gan gaisā atrodošos fosforu, gan dzīvnieku izdalījumus, kā arī citus uz virszemes esošus fosfora saturošus atkritumus. Fosfora koncentrācija atmosfēras nokrišņos ir 0,2-0,6 g P/m<sup>3</sup> (Malmquist, 1983).

1.4. atmirušo organismu sadalīšanās un metabolisma produktu izdalīšanās: Sadaloties dzīvajiem organismiem, no tiem atbrīvojas fosfors organisku savienojumu veidā, kuri pēc tam mineralizējas. Fosfors lielos daudzumos nokļūst vidē arī ar fekālijām un urīnu, jo tas ietilpst pārtikas produktos;

##### 1.5. resuspensija no ūdenstilpju nogulumiem.

#### 2. Antropogēnās izcelsmes procesi:

##### 2.1. komunālie un rūpnieciskie notekūdeņi:

Fosfors lielos daudzumos nokļūst vidē ar rūpnieciskajiem un komunālajiem notekūdeņiem, jo to saturošus savienojumus plaši izmanto rūpniecībā un sadzīvē. Galvenie rūpnieciskie ražojumi, kuru sastāvā ietilpst fosfors ir sintētiskie mazgāšanas līdzekļi un minerālmēsli. Ievērojami fosfora daudzumi vidē var izdalīties metalurģijā, minerālmēsļu, būvmateriālu ražošanas procesos u.c. Kompleksie fosfāti (polifosfāti, metafosfāti), kuri tiek lietoti mazgāšanas līdzekļos, ūdens attīrīšanas vielās u.c. galarezultātā tiek ievadīti mājsaimnieciskajos un rūpnieciskajos notekūdeņos. Kompleksie fosfāti ir nestabili un lēni hidrolizējas, veidojot ortofosfātu jonus (Alexander, 1978);

2.2. minerālmēsļu un organiskā mēslojuma lietošanas rezultātā: Fosfors kā barības viela tiek lietota lauksaimniecībā ražības palielināšanai. Prognozē, ka 2000. gadā fosfora izlietošanas apjoms sasniegs  $300 \times 10^6$  t, palielinoties vidēji ik gadus par 5,4 % (McClellan & Hignett, 1978). Ievērojama daļa fosfora no lauksaimniecībā izmantojamām zemēm izšķīdušā vai suspendētā veidā nokļūst ūdenstilpēs;

2.3. fosilā kurināmā sadedzināšana;

2.4. atkritumi, to glabāšana, u.c.

Gan antropogēnās, gan dabiskās izcelsmes fosfors iesaistās vielu aprites bioloģiskajā ciklā un uzkrājas ūdenstilpju sateces baseinos. Tur fosfors uzkrājas augos un pārveidojas - dzīvīem organismiem atmirstot, atbrīvojas vai deponējas nogulumu fāzē vai nokļūst ūdens masā izšķīdušā vai suspendētā veidā. Ievērojams fosfora daudzums akumulējas ūdenstilpju nogulumos (Bostrom et al., 1982).

Nenoliedzami, ka fosfora pieplūdei no sateces baseina ir izšķiroša nozīme ūdenstilpes produktivitātē un tajā noritošo procesu intensitātē. Arvien pieaugošā biogēnu pieplūde var izraisīt skābekļa trūkumu ūdenstilpes dziļākajos slāņos un veicināt biogēnu atbrīvošanos no sedimentiem, tā papildinot fosfora koncentrāciju uz iekšējo uzkrājumu rēķina (Overbeck, 1989).

Galvenie fizikāli ķīmiskie faktori, kas ietekmē fosfora saistīšanos un atbrīvošanos no sedimentiem, ir šādi (Bostrom, 1982):

1) sorbcija - ar šo jēdzienu saprotot gan fizikālo, gan ķīmisko absorbciju jeb hemosorbciju. Kaļķainie nogulumi iesaistās daudz aktīvāk sorbcijas procesā un piesaistīšanā nekā pārējie nogulumi (Williams et al., 1970). Ir konstatēta tieša korelācija starp sorbcijas efektivitāti un kopējo fosfora daudzumu, kā arī neorganisko fosfora saturu nogulumos. Labi fosfātus sorbē organisko vielu saturoši nogulumi (Shukla et al., 1971). Tāpat ir atrasta sorbcijas kapacitātes tieša atkarība no pH vērtības un dzelzs hidroksīdu daudzuma. Tā, piemēram, ja vides pH samazinās no 9.0 līdz 5.5, sorbcijas kapacitāte divkāršojas (Jacobsen, 1978). Īpaši jāuzsver humusvielu būtiskā loma fosfora sorbcijas procesos: vairumā ezeru sedimentos pie augsta organisko vielu satura organiskā fosfora daudzums ir 15-50 %. Fosfora sorbcija uz humusvielām iespējama arī netiešā veidā, jo daudzos gadījumos tā saistīšanās ar Fe(III) norit ar humusvielu kompleksu sintēzi, kā rezultātā veidojas humusvielu - dzelzs - fosfātu kompleksi. Ir pierādīts, ka organiskās vielas pašas nevar saistīt fosfātus, bet fosfora adsorbcija ir būtiski atkarīga no metālu (Fe, Al u.c.) klātbūtnes. Fosfora daudzums fulvoskābju kompleksos ir atkarīgs no tajos ietilpstošo metālu daudzuma (Schnitzer & Kahn, 1982). Piemēram, ja metālu saturs nogulumos ir augsts (pat līdz 10 %), fosfors var atrasties fulvoskābju kompleksu veidā, bet pie zema metālu daudzuma tikai ap 1% fosfora ir saistīts ar humusvielām. Tā kā humusvielām ir raksturīga tendence veidot helātus ar dzelzi, brūnūdens ezeru nogulumiem ir liela fosfora saistīšanas kapacitāte. Tā var mazināties augstas  $\text{Ca}^{+2}$  koncentrācijas klātbūtnē, kur  $\text{Ca}^{+2}$  aizstāj dzelzi un alumīniju humusvielās (Ohl, 1964). Tāpēc fosfora sorbcija uz organiskajām vielām var būt vājāk izteikta kaļķainos nogulumos (Shukla et al., 1977);

2) reducēšanās-oksidēšanās process. Vispārpieņemtais modelis, kas attēlo fosfora apmaiņu starp nogulumiem un ūdens fāzi pamatojas uz dzelzs un fosfora sajūgtu apriti (Bostrom, 1982). Oksidēšanās-reducēšanās loma fosfora atbrīvošanā no virsējiem nogulumiem Fe(III) reducēšanās rezultātā ir būtiska lielākajai daļai produktīvo ezeru. Lielos daudzumos fosfors nogulumos ir saistīts ar humusvielām, tādējādi šī frakcija kļūst mazāk jūtīga pret redokspotenciāla izmaiņām (Schindler et al., 1977).

3) pH. Ja vides pH palielinās, Fe(III) adsorbcijas kapacitāte stipri samazinās. Fosfora atbrīvošanās ir atkarīga no vides pH un sākotnējās P : Fe attiecības sedimentos (Lijklema, 1977). Savukārt ūdeņos, kas bagāti ar kalciju, fosfora atbrīvošanās no nogulumiem var būt līdzvērtīga ar fosfātu un karbonātu atbrīvošanos. Fosfātu nogulsnešanās intensitāte ar kalciju bagātos eitrofos ezeros ir būtiski atkarīga no pH (Stumm & Leckie, 1971). Tā, piemēram, pie pH 8,15 ir daudz augstāka fosfātu nogulsnešanās intensitāte nekā pie pH 6,82;

4) irdenā nogulumu slāņa biezums un turbulence, kas izsauc nogulumu uzduļķošanu.

Daudzu pētījumu rezultāti ir parādījuši, ka nogulumu slāņa sajaukšanās un vielu apmaiņa norit visai plānā (maksimāli līdz 10 cm) slānī.

Fosfora atbrīvošanos no nogulumiem būtiski ietekmē arī bioloģiskie faktori. Fosfora aprites bioloģiskais cikls nav tik komplicēts kā ģeokīmiskais cikls. Dzīvie organismi saista fosfātus, kuri tos atbrīvo kā ekskretus kā arī mineralizējas organismiem atmirstot (Fenchel & Blaskburn, 1979).

Galvenie bioloģiskie faktori, kas ietekmē fosfora atbrīvošanos no sedimentiem ir šādi:

a) baktēriju aktivitāte un mineralizēšanās process. Baktēriju aktivitāte ietekmē fosfora ciklu divējādi. Pirmkārt, fosfāti atbrīvojas kā mineralizēšanās galaprodukts; otrkārt, baktēriju aktivitāte izmaina ķīmisko vidi, patērējot  $O_2$  un  $NO_3^-$ , veidojot sulfīdu un metāna savienojumus, kas ietekmē redokspotenciālu un fosfātu apmaiņu (Bostrom et al., 1982).

b) bioloģiskā sajaukšanās sekmē ķīmiskās barjeras nojaukšanu;

c) augstākie ūdensaugi. Iesakņojušies ūdensaugi var kalpot kā starpposms fosfora pārnēsē no nogulumiem ūdens fāzē. Mūsdienu pētījumi liecina, ka ūdensaugi asimilē barības vielas divējādi - vai nu tos uzņemot ar sakņu sistēmu vai arī ar lapām no ūdens fāzes (Barko & Smart, 1980). Fosfora nokļūšanu ūdenstilpēs un nogulumos ietekmē dažādi ģeomorfoloģiski un ģeoloģiski faktori, īpaši augsnes sastāvs. Ir visai grūti klasificēt augsnes pēc barības vielas akumulēšanas spējas. Kopumā kristāliskie dzelzs un alumīnija hidroksīdi fosforu sorbē 5 - 10 reizes vairāk nekā kristāliskie alumosilikāti. Dzelzs oksīdi savukārt amorfā veidā sorbē vairāk fosfora nekā to kristāliskie analogi un 1000 reižu vairāk nekā kristāliskie alumosilikāti un kalcijs karbonāti (Brink, 1978). Fosfors augsnēs galvenokārt atrodas ortofosfātu formā. Dažādo ortofosfātu formu pastāvēšana ir atkarīga no augsnes pH. Galvenā forma, kas piedalās fosfātu sorbcijā ir  $H_2PO_4^-$  pie pH 4 - 6. Kultivētām augsnēm pH ir augstāka, līdz ar to  $H_2PO_4^-$  loma sorbcijas procesā samazinās.

Augsnes šķīdums var saturēt dažādus metālu katjonus, kas spējīgi veidot savienojumus ar  $H_2PO_4^-$  un  $HPO_4^{2-}$ . Tātad augsnes šķīdumā esošais fosfors var pastāvēt šķīstošu metālu - fosfātu kompleksu veidā (Berhuser et al., 1980). Ievērojams fosfora daudzums ir sorbēts uz augsnes daļiņām vai saistīts ar to organiskajām vielām. Fosfors kā barības viela akumulējas arī augsnē dzīvojošajos organismos.

Būtiska loma fosfora sorbcijas un izskalošanās procesos no augsnēm ir humusvielām.

Augsnēs fosfors ar humusvielām var saistīties:

- 1) netieši - ar Fe, Ca, Al fosfātu starpniecību, veidojot trīskāršos kompleksus;
- 2)  $PO_4$  esteru veidā;
- 3) fosfora saturošu organisku savienojumu piemēram, inozitolu fosfātu veidā (Kļaviņš, 1993).

Tas, kādā veidā fosfors ir saistīts augsnē, lielā mērā atkarīgs no dominējošiem fosfora un humusvielu avotiem vidē. Tā, piemēram, ja humusvielas intensīvi veidojas, sadaloties ar organiskajiem savienojumiem bagātām organiskajām atliekām, tad var dominēt fosfora savienojumi, kuros fosfors saistīts ar organiskajām vielām. Ja augsnes izmantošanas raksturs un sastāvs ir tāds, ka galvenais fosfora avots ir antropogēnas izcelsmes, tad tas ar augsnes humusvielām var būt saistīts neorganisku jonu veidā (Kļaviņš, 1993). No otras puses, tā kā humusvielas no augsnes visai viegli var tikt izskalotas virszemes noteces rezultātā, vai arī lauksaimnieciskās apstrādes tehnoloģijas neievērošanas rezultātā, tad tieši ar humusvielām saistītā fosfora daļa var tikt viegli novadīta uz ūdenstilpēm. Fosfora iznese no nekultivētām augsnēm ir atkarīga ne tikai no to ģeoloģiskās uzbūves, augsnes struktūras, bet arī no gaisa temperatūras, nokrišņu daudzuma, hidroloģijas u.c. faktoriem (Holtan et al., 1988).

Latvijas augsnes pēc savas izcelsmes ir nabadzīgas ar minerālajām augu barības vielām, it sevišķi ar fosforu un slāpekli. Augi fosforu uzņem kā no minerālajiem, tā arī no organiskajiem savienojumiem. Fosfors augos veicina vielmaiņas procesus, aktivizē elpošanu un fotosintēzi, piedalās citās fizioloģiskās norisēs, kā arī organisko vielu sintēzē. Fosfora trūkums augsnē izsauc augu reproduktīvo un veģetatīvo daļu augšanas un attīstības bremzēšanu. Visnabadzīgākās ar šīm augu barības vielām ir trūdainās velēnu gleja, trūdainās velēnu podzolētās gleja un kūdras

augšnes, bet salīdzinoši bagātākas ir velēnu karbonātu augšnes. Visizplatītākajās velēnu podzolētajās augsnēs ir daudz zemāks fosfora saturs, it sevišķi platībās, kas ir vidēji un stipri erodētas. Latvijas lauksaimniecībā izmantojamās zemēs veiktie pētījumi parādīja, ka 28,6 % tīrumu platību bija nepietiekošs fosfora saturs un 20,5 % platību paaugstināts fosfora saturs. Tā, piemēram, no 1964. līdz 1990. gadam platības ar vidēju un augstu fosfora saturu palielinājušās 3,4 reizes. Visaugstākie fosfora satura pieauguma tempi bija Kuldīgas (2,1 reizes), Valmieras (1,8 reizes) rajonos, bet republikā kopumā 1,6 reizes. Visaugstākais augšnes agroķīmiskās iekultivēšanas līmenis sasniegts Bauskas, Jelgavas, Dobeles un Rīgas rajonos: 118-134 mg  $P_2O_5$ /kg augšnes (Skromanis et al., 1994).

Fosfora pieplūdes un iedarbības raksturs lielā mērā ietekmē ūdenstilpēs noritošos procesus - gan dzīvo organismu attīstību, gan arī fosfora un tā savienojumu akumulāciju ūdenstilpju sateces baseinos. Daudzi (Forsberg et al., 1978; Johannes, 1968; Vollenweider, 1982) pētījumi ir veikti, lai noteiktu fosfora un slāpekļa lomu eutrofikācijas procesos. Kā parāda rezultāti, šo elementu attiecība, atkarībā no vides apstākļiem var mainīties. Tā, piemēram, Overbecka pētījumu rezultāti (Overbeck, 1989) liecina, ka fitoplanktons asimilē N un P pēc masu attiecības 7.2 : 1. Gadījumos, ja kāds no biogēnajiem elementiem stipri atšķiras no šīs attiecības, fitoplanktona produkcijas pieaugums tiek ierobežots. Kritiskā N : P attiecība ir 10 : 1. Tāpat ir noteiktas šo elementu limitējošās attiecības (Forsberg, 1978). Ja N : P > 12, tad P ir eutrofikācijas procesa limitējošais faktors, bet ja N : P < 7, tad N ir iespējamās augšanas limitējošais faktors. Komunālajos notekūdeņos N : P attiecība ir 3:1, turpretim difūzā piesārņojuma rezultātā šī attiecība ir daudz augstāka. Citos pētījumos ir pierādīts, ka N un P limitējošā attiecība ir 1: 14-19 (Berner & Berner, 1996). Iespējams, ka N varētu būt limitējošais faktors ezeros, kuros tiek iepludināti notekūdeņi, kaut arī tas nenozīmē, ka eutrofikāciju ir vieglāk ierobežot ar N samazināšanu ūdeņos un nogulumos. Eutrofikācija daudzos gadījumos tiek ierobežota tieši samazinot fosfora saturu notekūdeņos, jo fosfors, salīdzinot ar slāpekli, ir vieglāk izņemams ķīmiski nogulsņējot notekūdeņos (Jørgensen & Vollenweider, 1989).

Fosfora izskalošanos no dažādiem objektiem un tā nokļūšanu ūdenstilpēs ietekmē vairāki faktori. Nokļūstot ūdenī, fosfors var atrasties vairākās formās, atkarībā no tā avotiem, ūdens sastāva, bioloģiskajiem procesiem un to rakstura ūdenstilpē. Šo formu bioloģiskā pieejamība ir atšķirīga. Aplūkojot fosfora bioloģisko pieejamību mēdz izdalīt šķīstošo reaģējošo fosforu (bioloģiski pieejams), šķīstošo nereaģējošo (ir pieejams fermentatīvu hidrolīzes rezultātā) un viegli ekstrahējamo (ar augšnes daļiņām saistītais vai arī desorbcijas rezultātā nogulumos izšķīdušais) (Schaffeur & Oglesbey, 1978). Ir pierādīts, ka bioloģiski pilnīgi pieejams ir šķīstošais reaģējošais fosfors (Böstrom, 1988).

Lielajos ezeros (ASV, Kanāda) ir konstatēts, ka potenciāli pieejamais fosfora daudzums upju pietekās nepārsniedz 60% no kopējā fosfora un nereti ir ievērojami mazāks (Sonzongi et al., 1982).

Bioloģiski pieejamā fosfora noteikšana ir komplicēta, jo pastāv sezonālās atšķirības tā pieplūdemā, kā arī ķīmiskajā un bioloģiskajā saistīšanā. Tā, piemēram, alģēm fosfora asimilāciju ietekmē: alģu sugas īpatnības, fizikāli ķīmiskie parametri:

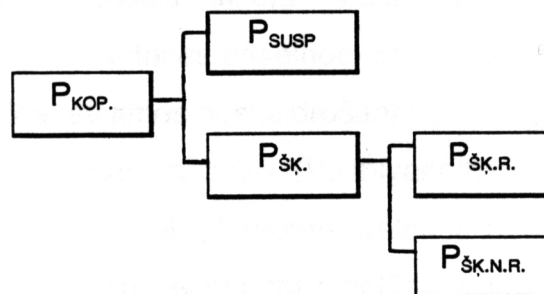
gaisa temperatūra, pH, un citu nozīmīgu barības vielu daudzums. Pētījumu rezultāti parāda, ka fosfora bioloģiskais cikls var norisināties ļoti ātri (Brown et al., 1978). Septiņdesmito gadu sākumā tika atklāts, ka bioloģiskā fosfora apmaiņas laiks garāks ir lielos un dziļos ezeros nekā mazos un seklos, tajā pašā laikā nenoliedzot, ka iespējami izņēmumi pētīto ezeru starpā (Lean, 1973).

Nesen izstrādātā fosfora analīze augšnes poru šķīdumā pamatojas uz trīs frakciju - reaģējošā fosfora, organiskā fosfora un kopējā fosfora noteikšanu ar centrifugēšanas un ekstrahēšanas metodēm, paraugu ievākšanas vietā izmantojot lizimetrus. Paraugi, kas tika ievākti izmantojot šo metodi parāda fosfora formu atkarību gan no veģetācijas tipa, gan organiskā mēslojuma pielietošanas, kamēr adekvāti paraugi, kas analizēti izmantojot centrifugēšanas metodi, fosforu atrašanās formu ziņā būtiskas atšķirības neuzrāda (Vaz et al., 1993).

Fosfors šķīdumos visbiežāk ir oksidētā stāvoklī, vai nu kā neorganiskā ortofosfāta jons ( $HPO_4^{2-}$ ,  $H_2PO_4^-$ ), neorganiskais polifosfāts, vai arī kā izšķīdušie organiskie savienojumi. Abi, gan neorganiskais, gan organiskais fosfors tiek iesaistīti tālākā pārveidošanās procesā. Rezultātā

notiek ūdenī šķīstošā fosfora atbrīvošana no cietās fāzes vai arī izšķīdušā fosfora izņemšana no tās. Šīs reakcijas būtiski ietekmē fosfora bioloģisko pieejamību augsnēs un nosaka vai erodēto augšņu daļiņas vai sedimenti darbosies kā izšķīdušā fosfora izplatītāji virszemes ūdeņos vai kā šķīstošā fosfora glabātāji (Kļaviņš, 1993).

No analītiskā viedokļa tās tiek noteiktas kā dabiskas frakcijas (1. zīm.)



1. zīm. Shēma fosfora formu noteikšanai ūdeņos (pēc Rigler, 1973):

$P_{KOP.}$  - kopējais fosfors;

$P_{SUSP.}$  - fosfors, kas saistīts ar suspendētām daļiņām;

$P_{Šķ.}$  - šķīstošais fosfors;

$P_{Šķ.R.}$  - šķīstošais reaģējošais fosfors;

$P_{Šķ.N.R.}$  - šķīstošais nereaģējošais fosfors.

Pēdējo gadu desmitu laikā ir intensīvi pētīti faktori, kas ietekmē ūdens kvalitāti lentiskās un lotiskās sistēmās. Šo pētījumu aktualitāti nosaka ūdens kvalitātes pasliktināšanās daudzos pasaules reģionos. Ūdens kvalitāte galvenokārt ir saistīta ar zemes lietojuma veidiem (lauksaimniecībā izmantojamās zemes, meži, purvi, apdzīvotās vietas u.c.) un punktveida piesārņojuma avotiem ūdenstilpju sateces baseinos. Tas nosaka biogēno elementu koncentrāciju un akumulācijas intensitāti ūdens ekosistēmās. Tā, piemēram, lauksaimniecisko zemju apsaimniekošanas rakstura ietekme galvenokārt izpaužas divējādi - zemju uzaršana, kas veicina augšņu eroziju, kā arī minerālā un organiskā mēslojuma pielietošana, radot pastiprinātu vielu pieplūdi ūdenstilpēs (Сорокин, 1983). Par to, ka šo procesu ietekmē gan dabiskie, gan antropogēnie faktori liecina pētījumi ne tikai centrālajā Eiropā, Skandināvijas valstīs, ASV un Kanādā, bet arī Āzijas reģiona valstīs - Ķīnā, Indijā u.c.

Baltijas jūras baseina valstīs fosfora noslodze ir plaši pētījušas HELCOM dalībvalstis (HELCOM, 1994). Aprēķins pēc fosfora izcelsmes avotiem parāda, ka būtiskākais Rīgas līcī ir difūzais piesārņojums - 2096 t/gadā jeb 94% no kopējā piesārņojuma un vislielākais biogēno elementu daudzums līcī tiek ienests ar Daugavas piesārņotajiem ūdeņiem. Turpretim fosfora iznese Rīgas līcī no rūpnieciskajām ražotnēm notekūdeņu veidā ir salīdzinoši neliela - 20,7 t/gadā.

Zemes lietojuma veids sateces baseinos un tā radītais biogēno elementu pieplūdums ir bijis noteicošais faktors vielu akumulācijas procesa intensitātē galvenokārt nelielu ezeru sateces baseinos. Eiropā plaši ir veikti pētījumi dažādu zemes lietojuma veida ietekmes noskaidrošanai uz biogēno elementu daudzumu, sadalījumu un akumulācijas raksturu (Vaithyanathan & Correll, 1992; Kauppi, 1979; Kauppi et al., 1993). Tā, piemēram, pētījumi Somijas ezeros ir parādījuši reģionālās atšķirības biogēno elementu pieplūdē ezeru sateces baseinos, kā arī lauksaimniecisko zemju lomu biogēno elementu notecē tieši mazos ūdenstilpju baseinos (Kauppi, 1979). Citos pētījumos ir salīdzināta fosfora iekšējā pieplūde dziļajos un sekļajos ezeros un parādīta tā nozīmība tieši seklo ezeru grupā. Zilaļģu attīstības intensitāti Somijas dienvidu un rietumu daļas ezeros nosaka meteoroloģiskie apstākļi, ezeru trofijas līmenis, augstais pH un zemais  $CO_2$  saturs (Kauppi, 1979; Kauppi et al., 1993).

Konstatēts, ka fosfora iznese no 30 praktiski apmežotiem sateces baseiniem Kanādā, kur dominē

vulkāniski pamatieži vidēji ir 4.8 mg/m<sup>2</sup> /gadā, bet nogulumiežu rajonos vidēji 10.7 mg/m<sup>2</sup> /gadā (Dillon & Kircher 1975). Pētījumi Zviedrijā liecina, ka fosfora iznese no mežainiem augstieņu rajonu baseiniem ir 4 mg/m<sup>2</sup>/gadā un 6 mg/m<sup>2</sup>/gadā no Zviedrijas zemieņu rajoniem (Ahl, 1972).

Līdzīga rakstura pētījumi ir veikti ASV, Ņūdžersijas štatā (Haith, 1976), kur analizētajos 20 upju sateces baseinos ar atšķirīgu zemes lietojuma veidu (lauksaimniecībā un rūpniecībā izmantojamās zemes, meži, urbanizētās teritorijas u.c.) ir pētīts kopējā fosfora, kopējā slāpekļa un kopējo izšķīdušo vielu daudzuma sadalījums. Cieša saistība ir atklāta tikai starp zemes lietojuma veidu un kopējā slāpekļa saturu, kas negatīvi korelē ar mežu daudzumu sateces baseinos.

Pētot fosfora satura sadalījuma īpatnības un raksturu divos pēc zemes lietojuma veida atšķirīgos Rodes (ASV) upes apakšbaseinos ir akcentēts fosfora atrašanās formu nozīmīgums vides piesārņojuma izpētē. Tā, piemēram, fosfora atrašanās formu analīžu rezultāti pētīto upju ūdeņos atklāja augstākas fosfora koncentrācijas tajos upju baseinos, kuros dominē lauksaimniecībā izmantojamās zemes. Šī analīze parāda, ka nozīmīgākā fosfora atrašanās forma ir neorganiskais fosfors (75%). Baseinos, kas klāti ar mežu salīdzinoši augstāka ir organiskā fosfora daļa (70% no kopējā fosfora). Būtiska atšķirība fosfora iznese virszemes noteces rezultātā ir vērojama starp zemes lietojuma veida ziņā atšķirīgiem baseiniem. Fosfora iznese no baseiniem, kuros dominē lauksaimniecībā izmantojamās zemes vidēji ir septiņas reizes augstāka nekā no mežaina upju baseina (attiecīgi 46,3 g/ha/nedēļā un 5,96 g/ha/nedēļā) (Vaithyanathan & Correll, 1992).

Daudzu ilglaicīgu novērojumu rezultāti liecina par lauksaimniecisko zemju dažādas apstrādes un atšķirīgo sējumu platību ietekmi uz biogēno elementu daudzumu kā arī transportu ūdenstilpju sateces baseinā. Svartas upes baseins, Zviedrijas dienviddaļā tika sadalīts atsevišķos posmos pēc litoloģiskā sastāva un zemes lietošanas veida. Simt gadu pētījumu laikā analizētajos upes baseina posmos ir novērotas būtiskas atšķirības fosfora iznese (Karlsson & Löwgren, 1990). Autori to izskaidro gan ar zemes lietojuma veida izmaiņām (pāreja no ekstensīvās lauksaimniecības uz intensīvo graudkopību), gan ar mājlopu skaita izmaiņām. Mainoties lauksaimnieciskās apstrādes tehnoloģijai, attiecīgi samazinās erodētās augsnes platības un fosfora iznese no šīm platībām. Tā, piemēram salīdzinot ar vidējiem rādītājiem 1966. gadā un no 1975. - 1985. gadam fosfora transports analizētajos upju baseinos ir samazinājies piekārtīgi. Autori secina, ka organiskā mēslojuma lietošanas nomaiņa ar minerālo mēslojumu ir saistīta ar biogēno elementu izneses apjoma samazināšanos (Karlsson & Löwgren, 1990).

Eksperimentāli iegūtie dati parāda augstu suspendēto vielu, amonija un fosfora daudzumu, kā arī šo savienojumu saistību ar suspendētajām vielām tieši virszemes notecē no teritorijām, ko intensīvi izmanto ganībām (Heathwaite, 1994).

Ir konstatēts punktveida piesārņojuma, kā arī urbanizācijas ietekme uz fosfora daudzumu ūdeņos (Sarkka, 1972; Linden et al., 1993). Zviedrijas dienviddaļā, mazas upes baseinā (51 km<sup>2</sup>) ir veikti pētījumi fosfora un slāpekļa transporta kā arī šo elementu aprites analizēšanai. Konstatēts, ka fosfora un slāpekļa transports no diviem pēc platības un zemes lietojuma veida līdzīgiem upes baseiniem ir dažāds, ko izskaidro ar ģeogrāfiska rakstura atšķirībām, piemēram jutību pret augsnes eroziju, un hidroloģisko režīmu atšķirībām (Linden et al., 1993). Tāpat daudzi pētījumi ir apstiprinājuši klimatisko faktoru saistību ar biogēno elementu noteces apjomu ūdenstilpju sateces baseinā. Atkārtoti sezonāli pētījumi Polijas ZR daļas upes baseinā ar dominējošām lauksaimniecībā izmantojamām zemēm pierādīja nokrišņu režīma un gaisa temperatūras ietekmi uz biogēno elementu transportu (Taylor, 1987; Taylor et al., 1991). Augstākas biogēno elementu koncentrācijas ir konstatētas aukstajā sezonā, kad augsnes ir piesātinātas ar mitrumu. Minerālo vielu noteci būtiski iespaido ne tikai kopējais nokrišņu daudzums, bet arī tā sadalījums telpā un laikā. Līdz ar to rodas noteikti mitruma apstākļi augsnē.

Daudzgadīgi pētījumi ir pierādījuši, ka bagātāka biogēno elementu notece ir vērojama ilgstoša lietusa perioda laikā, īpaši aukstajā sezonā, kad augsne ir maksimāli piesātinājusies ar mitrumu un intensīvas sniega kušanas laikā. Momentāns biogēno elementu koncentrācijas pieaugums var rasties arī vasaras sezonā pēc ilgstoša sausuma perioda, stipru lietusa gāžu laikā, kaut arī kopīgajā noteces bilanci šādiem procesiem nav izšķiroša nozīme (Taylor, 1993).

Līdzīga rakstura pētījumos (Luccey & Goolsby, 1993) Rakūnupes baseinā (Aiovas štats, ASV) ir



pierādīta atmosfēras nokrišņu nozīme biogēno elementu, īpaši slāpekļa, sadalījumā. Izmantojot daudzgadīgos meteoroloģiskos novērojuma datus autori ir konstatējuši, ka gados ar nepietiekamu nokrišņu daudzumu nitrāti akumulējas augsnē. Nitrātu akumulāciju nosaka vairāku faktoru kopums: noteces samazināšanās, nitrātu asimilācija augos un nepiesātinātā slāņa veidošanās augsnē virs gruntsūdens līmeņa. Mitrākos laika apstākļos nitrāti tiek mobilizēti un ir iespējama to notece uz upi. Tādejādi ir iespējams, ka upes baseina augsnēs sausā periodā var uzkrāties un saglabāties ievērojams nitrātu daudzums (Lucey & Goolsby, 1993). Pētījumi Polijas deviņos upes baseinos, kas sadalīti 21 apakšbaseinos parāda biogēno elementu noteces atšķirības atkarībā no zemes lietojuma veida un ģeomorfoloģiskajām īpatnībām, šajā pētījumā ir atrasta tieša korelācija starp nitrātu un kopējā slāpekļa daudzumu sateces baseinos ar līdzīgu fiziogēogrāfisku raksturojumu un zemes lietojuma veidu (Taylor et al., 1986).

Ezeru ekosistēmām ir nozīmīga loma vielu un enerģijas akumulācijā. Vielu akumulācijas intensitāte ir atkarīga no sateces baseinā un ūdenstilpē noritošajiem procesiem, kā arī no piesārņojuma avotu klātbūtnes un to rakstura. Antropogēnās darbības pastiprināšanās ezeru sateces baseinos vairumā gadījumu rada izmaiņas noteces un nogulumu sastāvā. To var izmantot par vienu no antropogēnās ietekmes raksturojošiem lielumiem (Rossolimo, 1976).

Septiņdesmitajos gados Ļeņingradas zinātnieki apsekoja 20 Baltijas reģiona ezerus ar dažādu trofijas pakāpi. Antropogēnās darbības intensitātes pieaugums šiem ezeriem galvenokārt ir saistīts ar minerālmēslu izskalošanos no augsnēm un notekūdeņu pieplūdi no fermām. Tā rezultātā paaugstinās biogēno elementu koncentrācija ūdeņos izraisa fosfora aprites cikla intensifikāciju un minerālo savienojumu uzkrāšanos eitrofos ezeros (fosfora klātbūtne paaugstina daudzu inerto elementu kustīgumu).

Pētījumu rezultāti liecina, ka eitrofo ezeru nogulumu raksturs stipri atšķiras no oligotrofo ezeru nogulumiem arī pēc daudziem 'organisko vielu raksturlielumiem (viegli ekstrahējamās frakcijas satura palielināšanās, slāpekļa satura paaugstināšanās nogulumu organiskajās vielās u.c.) (Bliskovskij, 1969). Tā, piemēram, piesārņojošo vielu pieplūde no baseina, kur dominē augsnes ar zemu erozijas līmeni, Tamulas ezerā (Igaunija) neizsauca būtisku elementu kustīguma pieaugumu, turpretim notece pat no nelielām platībām ar stipri erodētām augsnēm (30 % no sateces baseina) izsauca ievērojamas elementu kustīguma izmaiņas. Domājams, ka galvenais šīs parādības iemesls ir minerālā mēslojuma ieskaļošānās.

Ezeru nogulumiem ir būtiska loma fosfora metabolismā ezeros. Ūdenstilpju nogulumu raksturu nosaka tā īpašība saglabāt vai atbrīvot fosforu, līdz ar to ietekmējot barības vielu līmeni un ezeru produktivitāti. Ir ezeri, kuros sedimentācija bieži vien norit vienlaicīgi ar fosfora atbrīvošanos no nogulumiem (Bostrom et al., 1982). Ar barības vielām nabadzīgajos, oligotrofajos ezeros, lielākā daļa ieplūstošā fosfora deponējas nogulumos. Pētījumi Zviedrijas ezeros ir parādījuši, ka līdz ar trofijas līmeņa paaugstināšanos, fosfora ģeoķīmiskais cikls kļūst arvien komplicētāks (Pettersson, 1993; Bostrom, 1982).

Āfrikas dienvidu daļā, Sandejas upes estuārā veikts biogēno elementu koncentrācijas novērtējums un raksturoti citi fizikāli ķīmiskie parametri. Rezultāti salīdzināti ar citām upju sistēmām. (Emmerson, 1989). Salīdzinot estuārā augšteces un lejteces rajonus konstatēti ievērojami biogēno elementu koncentrāciju gradienti (īpaši starp nitrātu, nitrātu, fosfātu, kopējā fosfora koncentrāciju un silikātu saturu). Kopējā N:P attiecība bija 3.25:1, bet estuārā augštecē un lejtecē attiecīgi 4.52:1 un 2.51:1. Slāpekļa daudzuma krasu paaugstināšanos autors izskaidro ar lauksaimniecisko zemju platību (citrusaugu plantāciju) pieaugumu estuārā augštecē (Emmerson, 1989).

Slāpekļa un fosfora koncentrāciju attiecību pētījumi fitoplanktona augšanai limitējošo elementu noteikšanai veikti 355 Norvēģijas ezeros laika posmā no 1975. līdz 1986. gadam. Konstatēts, ka vairumā gadījumu kopējā fosfora un slāpekļa koncentrācija nepārsniedz 5 mg P/m<sup>3</sup> un 200 mg N/m<sup>3</sup>. Tas norāda uz mazu antropogēno ietekmi šo ezeru sateces baseinos. Divi faktori - augstā izšķīdušā slāpekļa koncentrācija bezledus periodā un krasā attiecība starp izšķīdušajām slāpekļa un fosfora frakcijām norāda, ka slāpekļis bieži nav limitējošais faktors fitoplanktona augšanai. Turpretim konstatēta fosfora limitējošā nozīme mezotrofos un oligotrofos ezeros (Faafeng & Hessen, 1993).

Informāciju par ezerā un sateces baseinā notikušajiem procesiem saistībā ar ilggadējiem zemes lietojuma veida un ūdens kvalitātes rādītājiem var sniegt biogēnu analīze nogulumos. Biogēno elementu pieplūduma pieaugums no sateces baseina saistās ar lauksaimnieciskās ražošanas intensifikāciju. Alohtonās izcelsmes vielu pieplūde ezeros dominējoša un izcelsmes avots tam ir erodētais materiāls no sateces baseina. Iemesls ir zemes lietojuma veidu nomaiņa, aramzemju platību palielināšanās un lopu skaita pieaugums upju baseinu teritorijās. Neapšaubāmi, ka līdz ar iedzīvotāju skaita palielināšanos ir vērojams arī lielāks neorganisko minerālmēsļu un organiskā mēslojuma pielietojums.

Fosfora akumulācijas raksturs, bioloģiskā pieejamība un arī absolūtais daudzums ir atkarīgs no tā kādos savienojumos fosfors ir saistīts ūdenstilpju nogulumos un sateces baseinos. Fosfora pieplūdes specifika, īpaši ņemot vērā antropogēnās ietekmes ir tāda, ka fosfora plūsmas un tā koncentrācijas ūdeņos raksturo izteikti maksimumi. Fosfora koncentrācijām ūdeņos, sasniedzot augstas vērtības pieaug tā spēja mijiedarboties ar suspendētajām, organiskajām vielām un tādā veidā akumulēties. Īpaši nozīmīgi šie procesi ir punktveida piesārņojuma gadījumos. No otras puses fosfors nogulumu fāzē var solubilizēties (izšķīst), bet tikai relatīvi neliela daļa no kopējā fosfora ir pieejama dzīvajiem organismiem hidroekosistēmās (Pettersson et al., 1988). Fosfors var nogulsneties minerālajā vai organiskajā formā. Apatīts ir vienīgais minerāls, kas tiek transportēts tā sākotnējā formā (alogēns minerāls). Kaut arī līdzīgi kā citi nogulumi tas var veidoties arī ūdens un nogulumu fāzē (autogēnie minerāli) (Griffith et al., 1973). Bioloģiskās transformācijas procesa rezultātā fosfors no organiskās formas var pārvērsties neorganiskajā formā.

Vides piesārņojuma ar fosforu izpētes aktualitāte un fosfora atrašanās formu dažādība ir noteikusi interesi par fosfora atrašanās formu izpēti nogulumos. Ir piedāvātas vairākas shēmas (1. tabula), atbilstoši kurām var veikt fosfora atrašanās formu analīzi.

1. tabula. Fosfora atrašanās formu analīzes metodes ūdenstilpju nogulumos

Autori	Ekstrakcijā izmantotie reaģenti	Noteiktās fosfora formas
Chang & Jackson (1957)	NH <sub>4</sub> Cl 1 mol/l NH <sub>4</sub> F 0.5 mol/l pH 8.2 NaOH 0,1 mol/l HCl 0.5 mol/l citrāta - ditionīta reaģents (CDR) NaOH	viegli ekstrahējamā fosfora frakcija ar alumīniju saistītā fosfora frakcija ar dzelzi saistītā fosfora frakcija ar kalciju saistītā fosfora frakcija reducējošā vidē šķīstošā fosfora frakcija inertā fosfora frakcija
Williams et al. (1971)	NaOH/NaCl 0.1/1.0 mol/l CDR 85 °C HCl 0.5 mol/l	ar oglekļa savienojumiem saistītais fosfors reducējošā vidē šķīstošā fosfora frakcija apatītu veidā saistītā fosfora frakcija
Williams et al. (1976)	CDR	ar organiskajām vielām saistītā fosfora frakcija
Hieltjes & Lijklema (1980)	NH <sub>4</sub> Cl 1 mol/l pH 7 NaOH 1 mol/l HCl 0.5 mol/l	viegli ekstrahējamā fosfora frakcija ar dzelzi un alumīniju saistītā fosfora frakcija ar kalciju saistītā fosfora frakcija
Psenner et al. (1985)	H <sub>2</sub> O Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub> 0.11 mol/l 40 °C NaOH 1 mol/l HCl 0.5 mol/l NaOH 1 mol/l 85 °C	ūdenī šķīstošā fosfora frakcija reducējošā vidē šķīstošā fosfora frakcija ar dzelzi un alumīniju saistītā fosfora frakcija ar kalciju saistītā fosfora frakcija inertā fosfora frakcija

Fosfora atrašanās formu analīzes metodes lielā mērā balstās uz Čanga un Džeksona (Chang & Jackson, 1957) izstrādātās fosfora atrašanās formu analīzes metodēm augsnēs. Šī metode ļauj noteikt šādas fosfora formas:

- 1) viegli ekstrahējamie fosfora savienojumi;
- 2) ar alumīnija savienojumiem saistītais fosfors;
- 3) ar dzelzs savienojumiem saistītais fosfors;
- 4) ar kalcija savienojumiem saistītais fosfors (apatītu frakcija);
- 5) reducējošā vidē šķīstošais fosfors;
- 6) inertā frakcija.

Turpmākie pētījumi pierādīja, ka šī frakcionēšanas metodes ir izstrādāta visai voluntāri un ar to nav iespējams ekstrahēt dažādu savienojumu veidā saistītās fosfora frakcijas, ne arī kvantitatīvi atbrīvot fosforu no tā savienojumiem (Petterssen et al., 1988). Vēlāko pētījumu uzdevums bija novērst piedāvātās frakcionēšanas shēmas (Chang & Jackson, 1957) trūkumus, bet galvenais, izstrādāt ekstrakcijas apstākļus tā, lai izvēlētie ekstraģenti un ekstrakcijas apstākļi, no vienas puses ļautu novērtēt tā savienojuma spektru ar kuriem fosfors ir saistīts noguluma fāzē, bet no otras puses atklātu fosfora atbrīvošanās iespējas (asimilācijas iespējas dzīvajiem organismiem).

Fosfora analīžu metožu izstrāde vēsturiski attīstījās divos virzienos:

- 1) neorganisko fosforu savienojumu analītiskā identifikācija
- Saldūdens nogulumos ir konstatēti daudzi fosfora saturoši savienojumi, no kuriem nozīmīgākie atspoguļoti 2.tabulā.

2. tabula. Nozīmīgākie fosforu saturošie minerāli (pēc Pettersson et al., 1988).

Minerāli	Ķīmiskā formula
Apatīts	$\text{Ca}_{10}(\text{F},\text{OH})(\text{PO}_4)_6$
Brušīts	$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Anapaīts	$\text{Ca}_3\text{Fe}(\text{PO}_4)_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$
Vivianīts	$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$
Fosforferīts	$(\text{Mn},\text{Fe})_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$
Variscīts	$\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
Strengīts	$\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Tiek pieņemts, ka visi fosfora minerāli, izņemot apatītu, veidojas nogulumos diaģenētiskos procesos vai arī ķīmisko pārvērtību rezultātā ūdens vidē (Jones & Bowser, 1978). Galvenās metodes, kas mūsdienās tiek izmantotas sedimentu mineraloģiskajai raksturošanai, ir rentgenstaru difraktometriskā analīze un elektronmikroskopija jeb rentgenstaru emisijas spektrogrāfiskā analīze (Griffith et al., 1977). Šīs metodes attaisnojas nogulumu izpētē, kurās ir relatīvi zemu organisko vielu saturs. Ar fosfora savienojumu mineraloģiskā analīzes palīdzību var pētīt vidē noritošos ģeoķīmiskos procesus;

- 2) Fosfora formu akumulācija atkarībā no to bioloģiskās pieejamības. Ar šo fosfora frakcionēšanas metodi var noteikt tādas fosfora frakcijas, kuras atšķiras pēc to pieejamības dzīvajiem organismiem, galvenokārt aļģēm u.c. ūdensaugiem. Šīs metodes pamatojas uz atšķirīgu ekstrahentu izmantošanu (1. tabula).

Kā liecina literatūras avoti, šīs metodes nevar vienādi efektīvi pielietot dažādu tipu nogulumu

pētīšanā. Tā, piemēram, Viljamsa izstrādātā metode (Williams, 1976) nedod korektus rezultātus kaļķainos nogulumos, jo ekstrakcijas procesā ar nātrija hidroksīdu var rasties atkārtota fosfātu sorbcija uz karbonātiem. Vēlāk piedāvātā metodē (Hieltjes & Lijklema, 1980) akcentēta ķīmisko parametru (pH, redokspotenciāla) raksturošanas nepieciešamība fosfora apmaiņas procesa noskaidrošanai. Šī metode pamatojas uz fosfora dalījumu šādās frakcijās:

- viegli ekstrahējamā fosfora frakcija;
- ar Ca saistītā fosfora frakcija;
- ar Fe / Al saistītā fosfora frakcija;
- atlikuma jeb inertā fosfora frakcija (starpība starp kopīgo fosfora daudzumu un neorganisko frakciju summu).

Veiktā fosfora frakciju noteikšanas metožu salīdzināšana parāda, ka rezultāti ir būtiski atkarīgi no pielietotās metodes. Ar atšķirīgām metodēm iegūto rezultātu salīdzināšana ir problemātiska (Petterssen, 1988).

Ilggadīgie pētījumi Balatona ezerā ļauj izvērtēt dažādu fosfora frakcionēšanas metožu priekšrocības nosakot galvenās fosfora atrašanās formas nogulumos (Petterssen, 1988; Istvanovics, 1994). Analizējot septiņās Balatona ezera novērojumu stacijās iegūtos datus konstatēts, ka līdz ar eutrofikācijas gradienta palielināšanos ir vērojams kopējā fosfora daudzuma pieaugums ezera rietumdaļā, sasniedzot tā maksimālo vērtību 0,77 µg/g sausa svara Zala upes grīvas rajonā. Arī nogulumu akumulācija ir intensīvāka ezera rietumdaļā. Ir atklāts, ka alogēnā un autohtonā materiāla, kā arī organisko kaļķu nogulsnešanās rada izmaiņas fosfora frakciju dažādībā ezeru nogulumos (Bostrom et al., 1986). Tā, piemēram, ar Fe-Al saistītās fosfora frakcijas palielināšanās ezera rietumdaļā par 20 % izskaidrojama ar alohtonā materiāla ietekmi uz šo frakciju.

Šim jautājuma lokam veltītā literatūras analīze parādīja fosfora atrašanās formu analīzes nozīmīgumu ūdenstilpju stāvokļa izvērtēšanā, kas sniedz pilnvērtīgu informāciju par ūdenstilpēs noritošajiem procesiem, to raksturu un īpatnībām.

## 2.2. METĀLU AKUMULĀCIJAS RAKSTURS ŪDENSTILPĒS UN TO IETEKMĒJOŠIE FAKTORI

Industriālās ražošanas attīstība ir novedusi pie arvien pieaugošas dažādu vielu nokļūšanas vidē. Īpaši bīstamas ir vielas, kuras spēj akumulēties ekosistēmās un ietekmēt dzīvo organismu funkcionēšanu. Negatīvas sekas var rasties pat tad, ja šo stabilo, vidi piesārņojošu vielu daudzums ir niecīgs (Semb & Pacyna, 1988). Par stabilām vidi piesārņojošām vielām mēdz uzskatīt smagos metālus (varš, cinks, kadmijs, svins, kobalts, dzelzs, niķelis), toksiskos mikroelementus (selēns, arsēns, berilijs u.c.) un stabilās organiskās vielas (hlororganiskās vielas, poliaromātiskie ogļūdeņraži u.c.). Gan no vielu izmantošanas, gan no to nozīmības par būtisku jāuzskata vides piesārņojums ar metāliem un citiem toksiskiem mikroelementiem (Nriagu, 1979). Metālu iesaistīšanās ģeokīmiskās aprites ciklos dabiskos apstākļos nenorīt visai intensīvi (izņēmums ir viegli gaistošais metāls - dzīvsudrabs) un tādēļ rada bīstamību videi. Tajā pat laikā antropogēnās darbības rezultātā no litosfēras tiek ekstrahēti ievērojami ražošanā izmantoto metālu daudzumi un tie atgriežas vidē ražošanas procesu blakusproduktu veidā (Salomons & Förstner, 1984). Piemēram, svina antropogēnās emisijas apjoms ir ap 40000 t/gadā, vanādijs - 65000 t/gadā, molibdens - 1100 t/gadā (Salomons & Förstner, 1984). Daudzu metālu antropogēnās emisijas apjomi ievērojami pārsniedz dabiskās emisijas apjomus (Alloway, 1993).

No ķīmiskajiem elementiem metāli veido lielāko grupu un tiem ir būtiska loma dzīvo organismu attīstībā (Batley, 1989). Pamatojoties uz elementu īpašību līdzības, nozīmīgai daļai dabā esošiem elementiem piemīt arī toksiskas īpašības. Ņemot vērā metālu un citu toksisko mikroelementu lomu ekosistēmās, arī cilvēka funkcionēšanā, pastāv vairākas, kaut arī nosacītas šo elementu klasifikācijas. Piemēram, vides zinātnē tradicionāli izdala smagos metālus - metālus un metaloīdus, kuru blīvums ir lielāks par 6 g/cm<sup>3</sup>. Visbiežāk pie smagajiem metāliem pieskaita kadmiju, varu, dzīvsudrabu, niķeli, svinu un cinku, kuri visbiežāk rada vides piesārņojumu un var būt toksiski (Alloway, 1993).

Galvenie smago metālu piesārņojuma avoti ir šādas saimniecības nozares un ražošanas procesi (Kļaviņš, 1995):

- kalnrūpniecība, īpaši krāsaino metālu ieguve un pirmapstrāde;
- metalurģija un metālapstrāde, čuguna – dzelzs - tērauda ražošanas process;
- ķīmiskā rūpniecība, īpaši hlora ražošana;
- enerģētika, fosilā kurināmā sadedzināšana;
- būvmateriālu ražošana;
- autotransports;
- atkritumi, to uzglabāšana un sadedzināšana.

Vides piesārņojuma bīstamību ar smagajiem metāliem lielā mērā nosaka to ražošanas un izmantošanas lielie apjomi. Tā, piemēram, Latvijas apstākļos galvenais vides piesārņojuma avots ar svinu ir autotransports (Kļaviņš, 1996), bet ar kadmiju - ogļu sadedzināšana (CASA, 1994).

Arī kaimiņvalstīs izmantoto metālu daudzums ir salīdzinoši liels. Igaunijā kadmija un dzīvsudraba emisijas apjoms pelnu veidā 1992. gadā bija attiecīgi 19,6 t un 5,3 t vai 97 % un 99,6 % no šī daudzuma rodas termoelektrocentrālēs, degslānekļa sadedzināšanas rezultātā (CASA, 1994).

Metāli izkliedējas vidē rūpnieciskās ražošanas procesa rezultātā ar notekūdeņiem, komunālajiem atkritumiem un ražošanas blakusproduktiem. Daudzi metāli (piemēram, dzīvsudrabs un kadmija) ir ļoti gaistoši un var tikt pamesti ar gaisa masām lielos attālumos. Tātad, metāli vidē tiek izkliedēti vispirms vai nu ar atmosfēras vai notekūdeņu līdzdalību un, tāpēc ir izmantojami par vides antropogēnā piesārņojuma indikatoriem (Semb & Pacyna, 1988). Citu metālu ražošanas un izmantošanas specifika (piemēram, svina - par degvielas antidetonatoru) raksturo šo metālu izkļēdes iespējas.

Metāli lielā mērā akumulējas ūdenstilpju sateces baseinos - ūdenī, biotā vai nogulumos (Мур и др., 1987). Mainoties vides fizikāli-ķīmiskajām īpašībām metāli var tikt mobilizēti, iekļauti vielu biogeoķīmiskās aprites ciklos un šajos procesos ievērojama loma ir ūdens videi. Metālu akumulēšanās procesā izmainās arī elementu savstarpējās attiecības (Перельман, 1989). Šī akumulācija metālu toksiskās iedarbības dēļ būtiski ietekmē dzīvos organismus.

Ūdeņi, ūdenstilpju nogulumi un hidrobionti izmantojami par vides piesārņojuma indikatoriem, novērtējot vides piesārņojuma līmeni ūdenstilpju sateces baseinos (Salomons & Förstner, 1984). Izmantojot smagos metālus par vides piesārņojuma indikatoriem, pielieto absolūto koncentrāciju analīzes (APHA, 1988). Tiek izmantotas arī metālu koncentrāciju savstarpējo attiecību analīzes, it īpaši bioakumulācijas analīze (Demayo et al., 1978). Metālu akumulāciju dzīvajos organismos ietekmē daudzi faktori, piemēram, dzīvo organismu fizioloģiskais raksturojums, elementu atrašanās forma ūdenī (izšķīdušu un cietu daļiņu veidā), ūdens ķīmiskie un fizikālie parametri, kas tieši ietekmē sorbcijas un šķīšanas procesus (Bowen, 1979; Allen et al., 1980; Luoma, 1989).

Metālu izmantošanas iespējas antropogēnā piesārņojuma indikācijā ir atkarīgas no to izkļēdes rakstura vidē. Tā kā metāli izkliedējas un nokļūst vidē ar atmosfēras nokrišņiem, notekūdeņiem, kā arī sadaloties dažāda veida atkritumiem smago metālu ģeoķīmiskajā aprītē, būtiska nozīme ir to migrācijai, izkļēdei un elementu koncentrācijai ūdens vidē. Tajā pat laikā ūdens vidē noritošos procesus raksturo daudzu reaģētspējīgu vielu klātbūtne, kas var ietekmēt metālu akumulācijas raksturu un metālu atrašanās formu dažādību (Borgmann & Charlton, 1984). Līdz ar to ūdenstilpju nogulumos akumulējas liels daudzums antropogēni emitēto metālu (Salomons & Förstner, 1984).

Ievērojams daudzums nogulumos esošo metālu atrodas vai nu saistīti ar organiskajām vielām (humusvielām) vai arī ar dažādām minerālajām daļiņām (neorganiskajām vielām). Ņemot vērā to, ka metāli uzskatāmi par nozīmīgiem vides piesārņojuma indikatoriem, būtiska ir to kopējā satura analīzes, kuras parasti veic nogulumos, tos šķīdinot stipru skābju vidē oksidētāju klātbūtnē vai arī izmantojot citas metodes.

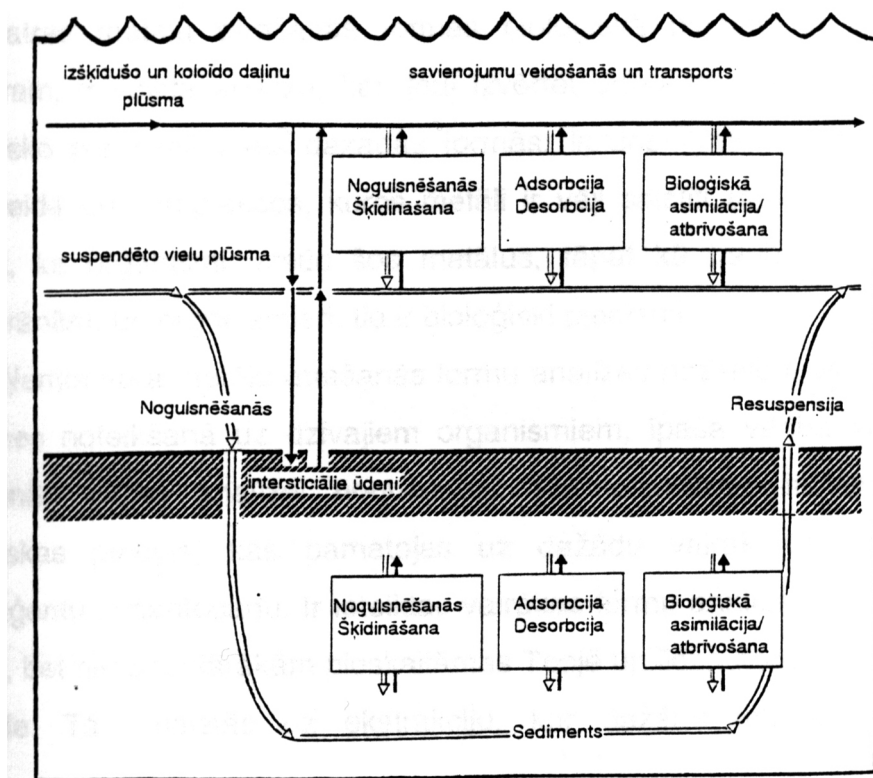
Tipiski reaģentu maisījumi, kurus izmanto smago metālu izšķīdināšanai ir HF, koncentrēta  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ ,  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  un citi maisījumi. Izšķīdušo metālu daudzumu nosaka, izmantojot spektrofotometriskās vai atomu absorbcijas spektrofotometriskās metodes (AAS) dažādās tās izpildes variācijās (liesmas, grafiņa kivetes u.c.) vai arī induktīvi saistītās plazmas atomu emisijas spektrometriju. Neskatoties uz metālu plašo pielietojumu pēdējā laikā, populāras ir kļuvušas multielementu absorbcijas metodes - neitronu aktivizācijas metode, rentgenstaru fluorescences

spektrometrija u.c. (APHA, 1992), kuras pamatojas uz metālu atomu iekšējo elektronu čaulu un kodola īpatnību izmantošanu.

Metālu kopējo saturu ietekmē dažādi dabiskie faktori, kas ir tieši saistīti ar antropogēnās emisijas apjomu: hidroloģiskie, ģeoloģiskie, augšnes sastāvs, ūdenstilpes biocenotiskās īpatnības, kā arī metālu izvadīšanas no konkrētās ekosistēmas īpatnības un intensitātes. Atkarībā no metālu fizikāli-ķīmiskajām īpašībām, vidē tie var atrasties putekļu, aerosolu, tvaiku un cietu daļiņu veidā dažādās to oksidēšanas pakāpēs, tie var būt saistīti kompleksos un ķīmiskos savienojumos ar organiskajām vai neorganiskajām vielām.

Tajā pat laikā jāatzīmē, ka metālu saturs ūdenstilpēs ir cieši saistīts ar vielu pieplūdes daudzuma intensitāti un ūdenstilpju trofijas stāvokli. Bieži ievērojama daļa ūdenstilpēs esošo metālu ir saistīti ķīmiskos savienojumos, kompleksos ar tādām organiskajām un neorganiskajām vielām, kas dzīvajiem organismiem ir grūti pieejamas (asimilējamas).

Metālu atrašanās formu pastāvēšanu (savienojumos, kuros tie ir saistīti) nosaka kompleksais mijiedarbības raksturs starp izšķīdušām, suspendētām vielām ūdens fāzē, starp vielām nogulumos un hidrobiontos. Metālu saistību ar organiskajām un neorganiskajām vielām būtiski ietekmē arī vides ģeokīmiskie faktori. Galvenie procesi, kas nosaka metālu akumulāciju un uzkrāšanos noteiktās formās ir sedimentācijas-solubilizācijas līdzsvara saglabāšana un bioloģiskā asimilācija (2. zīm.).



2. zīmējums. Metālu atrašanās formu ietekmējošie ģeokīmiskie/bioloģiskie procesi.

Metālu ietekme uz dzīvajiem organismiem ir atkarīga no to atrašanās formām, ko nosaka metālu iedarbības raksturs, proti, tas - vai tie iedarbojas intracelulāri vai tikai uz šūnu membrānām. Ja metālu iedarbības mērķis ir procesi un molekulas šūnu iekšpusē, tad metālu saistīšanās kompleksos ar organiskajām vielām jeb lielmolekulārām daļiņām, tieši nespēj iedarboties uz šūnu iekšienē esošām olbaltumvielām, fermentiem. Ūdens vidē, nogulumos metāli var atrasties (Salomons & Förstner, 1984):

- izšķīdušā veidā, kā brīvi joni: piemēram,  $\text{Fe}^{+2}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})^+$ ,  $\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})_6^{+2}$
- metāli sulfīdu veidā: piemēram,  $\text{FeS}$ ,  $\text{PbS}$ ;
- metāli organisku savienojumu veidā: piemēram,  $\text{CH}_3\text{HgCl}$ ;
- metāli karbonātu veidā: piemēram,  $\text{FeCO}_3$ ;  $\text{PbCO}_3$ ;
- vāji saistītu kompleksu veidā: piemēram, fulvoskābju veidā;

- kompleksu veidā ar nogulumus veidojošām organiskajām vielām (humusvielām): metāli humātu vai fulvātu veidā;
- ar suspendētām vielām saistīti metāli: metāli adsorbēti uz māla daļiņām;
- saistīti alumosilikātu un citu minerālu sastāvā.

Metālu atrašanās formu pētījumos ir jāņem vērā to kompleksā mijiedarbība starp dažādiem ūdensvides ingredientiem: vielām izšķīdušā stāvoklī, vielām nogulumu fāzē un hidrobiontiem (Salomons & Förstner, 1984).

Katras metālu atrašanās formas bioloģiskā pieejamība ir atšķirīga. Tā, piemēram, ir veikta analīze, kas ļauj izvērtēt ūdenī esošo metālu savienojumu bioloģisko pieejamību trīs dažādās formās: lipīdos-šķīstošos kompleksos, brīvu jonu veidā un kompleksos, kuros metāli ir vāji saistīti (Morrison, 1987). Autors secina, ka organismi uzsūc šos metālus, tāpat kā barības vielas caur šūnu membrānām, un organismiem tie ir bioloģiski pieejami.

Ņemot vērā metālu atrašanās formu analīzes nozīmību, vides piesārņojuma ietekmes noteikšanā uz dzīvajiem organismiem, īpaša vērtība jāpievērš metālu atrašanās formu analīzei nogulumos. To noteikšanai ir atrastas vairākas analītiskas pieejas, kas pamatojas uz dažādu vairāk vai mazāk selektīvu ekstragenta izmantošanu. Ir ieteiktas vairākas formu analīzes metodes (Demayo, 1978), bet pie populārākām pieskaitāmas Tesjē un līdzautoru (Tessier et al., 1979) metode. Tā balstās uz ekstrakciju, kur dažādu atrašanās formu (viegli ekstrahējamā metālu forma, ar karbonātiem saistītā metālu forma, metāli saistīti ar Fe un Mn oksīdiem, ar organiskām vielām saistītā metālu forma un atlikuma frakcija) atbrīvošanai un noteikšanai tiek izmantoti dažādi ekstragenti un atšķirīgi ekstrakcijas apstākļi.

Dabiskos ūdeņos esošie metālu savienojumi jeb to atrašanās formas, uzsverot to bioloģisko pieejamību un toksiskumu, pētīti Austrālijas upēs, to teču garumā (Hart, 1982). Īpaši pētītas ir metālu formas, kurās metāli saistīti ar organiskajām vielām un metālu daļa, kas saistīta ar koloīdām daļiņām. Autors iztirzā trīs aspektus, ko nepieciešams analizēt metālu formu bioloģiskā pieejamības izpētē: pirmkārt, arvien lielāks skaits pētījumu liecina, ka metāli jonu formā ir toksiski kā fitoplanktonam, tā bezmugurkaulniekiem un zivīm. Otrkārt, metāli atšķirīgās to formās var akumulēties organisma audos un neradīt briesmas pašam dzīvajam organismam, bet bīstamas šie metālu savienojumi var kļūt cilvēkam, kas dzīvos organismus izmantos pārtikā (piemēram, metildzīvsudraba forma). Treškārt, pierādījumi, ka metāli brīvu jonu formā ir toksiski balstās galvenokārt uz laboratorijas eksperimentiem. Tāpat autors piedāvā vairākas analīžu metodes dažādu metālu atrašanās formu noteikšanai.

Aktuāls jautājums metālu atrašanās formu pētījumos ir arī pareizas analīžu metodikas izvēle, kas nepieciešama pēc iespējas precīzāku rezultātu ieguvei (Mizuike, 1987). Ir akcentēts metālu atrašanās formu analīzes nozīmīgums saldūdens pētījumos, jo kopējā satura analīzēs iegūtā informācija nav pietiekama ģeokīmisko un bioloģisko ciklu izpētē, kā arī problēmu risināšanā, kas saistās ar piesārņojuma kontroli un ūdens attīrīšanu.

Metālu daudzuma izmaiņu atkarība no litoloģiskām īpatnībām ir apzināta Lielbritānijas zinātnieku darbos (Moriarty & Hanson, 1988). Veiktie pētījumi Eklesbornes upes baseinā ir parādījuši smago metālu un to atrašanās formu atkarību no noguluma daļiņu granulometriskā sastāva un dominējošo iežu izplatības (Moriarty & Hanson, 1988). Ir konstatēts paaugstināts svina, cinka un kadmija saturs upes augštecē, kur tuvu zemes virspusei ir rūdu dzīslas un, tādējādi ir nozīmīgs šo elementu avots Eklesbornē. Veiktie pētījumi ļāvuši atklāt, ka pastāv cieša saistība starp metālu daudzumu, nogulumu granulometriskā sastāvu un tā izmaiņām gar upes teci.

Džamnas upes baseina (Indijā) pētījumos nav konstatētas lielas atšķirības metālu formu ziņā gar upes teci, kā arī metālu satura sezonālās izmaiņas (Gadh et al., 1993). Zinātnieki ir pievērsuši lielu uzmanību tām metālu formām, kas var paaugstināt vides piesārņojuma risku, piemēram, kadmijs Džamnā, galvenokārt ir saistīts bioloģiski vieglāk izmantojamā- karbonātu veidā. Turpretim varš dominējoši atrodas ar organiskajām vielām saistītā frakcijā, cinks - bioloģiski grūtāk pieejamā - ar dzelzs un mangāna oksīdiem saistītā frakcijā. Kopējais svina saturs Džamnas upē ir salīdzinoši augstāks un, pēc autoru domām, pat neliela svina satura palielināšanās karbonātu frakcijā var radīt izmaiņas ekosistēmā.

Rezultāti par metālu koncentrācijas izmaiņām atkarībā no atmosfērā notiekošajiem procesiem ir atspoguļoti vācu zinātnieku darbos. Piemēram, ir pētīta metālu koncentrāciju izmaiņas nogulumos ilgstošu un īslaicīgu lietusegāžu rezultātā (Hellmann & Griffatong, 1972). Tādejādi ir bijusi iespēja noteikt dabisko cieto daļiņu koncentrācijas līmeni Reinas upes baseinā. Suspendēto vielu daudzums tikai nedaudz pieaudzis gadījumos, kad lietusegāžu radītais ūdens līmenis pastāvējis ilgāku laiku. Turpretim Šleiherts atklājis, ka metālu koncentrācijas izmaiņām raksturīgas sezonālitate (Schleichert, 1975). Ar suspendētajām vielām saistītais kadmija daudzums novembra un janvāra mēnešos pārsniedza metāla satura vērtības no maija līdz oktobrim, kaut arī straumes ātrums tad ir ievērojami zemāks. Autors to izskaidro ar ūdens līmeņa svārstībām, jo ar smagajiem metāliem bagātas suspendētās vielas, tiek aizturētas pie lēnām straumēm ar aizsprostiem regulētajās upēs, bet rudens / ziemas sezonā spēcīgas straumes tās ienes Reinas upē. Antropogēnās darbības intensitāte un tai atbilstošais metālu daudzuma pieaugums, kā arī atrašanās formu dažādība ir pētīta Vidusjūras baseina upēs. Tā, piemēram, ilggadīgie pētījumi Bēšos upē ļauj konstatēt augstu metālu koncentrāciju nogulumos kā arī to izmaiņas atrašanās formu ziņā sezonāli (López-Sanchez et al., 1994).

Mangāna atrašanās formu daudzveidība un to sadalījums izvērtēts Belokoņa & Nakšina (1993) pētījumos piecās Dņepras ūdenskrātuvēs. Būtiskākā daļa (82 - 93 %) mangāna pētītajās ūdenskrātuvēs atrodas ar dzelzs un mangāna oksīdiem saistītā frakcijā. Izņēmums ir Kijevs ūdenskrātuve, kur tikai 50 % no mangāna kopējā daudzuma ir saistīta savienojumos ar dzelzs un mangāna oksīdiem. Autori uzskata, ka tā cēlonis ir virszemes notece no pārpurvotās Poļesjes teritorijas, ko drenē ar suspendētajām vielām un izšķīdušu mangānu bagātās Dņepras un Pripētas upes. Šo vielu patstāvīgā pieplūduma daudzuma un intensitātes dēļ nespēj notikt diaģenētiska mangāna pāreja uz dzelzs-mangāna oksīdu frakciju. Autori to izskaidro ar procentuāli zemāku šīs frakcijas daļu Kijevs ūdenskrātuvē.

Smago metālu koncentrāciju ūdenī, nogulumos un biotā ir pētījuši arī Polijas zinātnieki (Bubiec, 1982; Radwan, et al., 1990). Poļu zinātnieku veiktie pētījumi ezeru sateces baseinos ir pierādījuši, ka industriāli maz ietekmētos reģionos smago metālu akumulācijas raksturs ir cieši saistīts ar ezerā noritošiem hidroloģiskajiem procesiem (piemēram, ūdens apmaiņa, sateces baseina ietekme u.c.), to intensitātes pieaugumu, kā arī ar virszemes noteci. Detalizēta biotas analīze ir pierādījusi smago metālu koncentrācijas līmeņa atkarību dzīvajos organismos (bentosā, zooplanktonā, ihtiofaunā) no to koncentrācijas ūdenī un daļēji arī gruntīs (Bubiec, 1992; Kozan, 1990).

Metāli kā vides antropogēnā piesārņojuma indikatori, un šī piesārņojuma atkarība no ūdenstilpju ģeoloģiskās uzbūves, ģeomorfoloģiskiem faktoriem un bioloģiskiem procesiem ir plaši pētīta (Johansson, 1989; Borg, et al., 1989).

Metālu akumulācija ūdenī, augsnē un gruntīs virsējā slānī plaši pētīta Skandināvijas valstīs, īpaši Zviedrijā. Tā, piemēram, Johansona darbos (Johansson et al., 1989, 1980) ir analizēta smago metālu akumulācija un sastāvs Zviedrijas ezeros. Pētījumi pamatojas uz nacionālās programmas rezultātiem, kuras gaitā apsekoti vairāk kā 50 Zviedrijas ziemeļdaļas un dienviddaļas ezeri. Veiktie pētījumi parāda ievērojamas smago metālu koncentrācijas atšķirības atkarībā no vides piesārņojuma līmeņa, ko būtiski ietekmē piesārņojošo vielu pārrobežas pānese. Autors uzsver, ka galvenais, kas nosaka akumulācijas raksturu ir antropogēnais faktors, ko pierāda metālu koncentrācijas palielināšanās piesārņojuma avotu tuvumā. Veiktais kaitējums īpaši uzrāda svina, vara un dzīvsudraba koncentrācijas izmaiņas Zviedrijā virzienā no ziemeļiem uz dienvidiem. Nav konstatēta klimatisko faktoru, kā arī augsnes sastāva ietekme uz metālu koncentrāciju, bet ir pierādīta atmosfēras nokrišņu paskābināšanās ietekme uz kadmija un dzīvsudraba akumulāciju. Tajā pat laikā citu autoru detalizēti pētījumi (Håkanson et al., 1990; Andersson, 1993) ir akcentējuši zemes izmantošanas rakstura, nogulumu veidošanās procesu, reģiona ģeomorfoloģisko īpatnību, ezeru trofijas (kas ir eitrofikācijas un ūdens paskābināšanās ietekme) būtisko ietekmi uz metālu akumulācijas raksturu ūdenstilpju nogulumos. Tā, Håkansona un līdzautoru (Håkanson et al., 1976) veiktie Zviedrijas lielāko ezeru pētījumi ir atklājuši, ka dzīvsudraba, vara, svina, cinka erozijas - akumulācijas - transportēšanas procesus Zviedrijas lielākajos ezeros (Vēnerns, Veterns, Mēlerens, Jelmarens) ir ietekmējuši tādi faktori kā ūdenstilpju sateces baseina dinamiskie procesi un ģeomorfoloģija. Autori uzsver arī ūdens ķīmiskā sastāva, īpaši organisko vielu satura nozīmīgumu metālu izgulsnēšanās procesos.



Zviedru zinātnieki (Håkanson et al., 1990) ir veikuši pētījumus vairāk nekā 1000 Zviedrijas ezeros, lai izanalizētu viena no toksiskāko smago metālu -dzīvsudraba koncentrācijas un daudzuma reģionālo sadalījumu. Atklāta biotisko un abiotisko faktoru ietekme uz dzīvsudraba nogulsnešanos ezeros un akumulāciju zivīs. Augstāks dzīvsudraba daudzums konstatēts zivīs Zviedrijas ziemeļcentrālajā daļā un to ir veicinājusi gan ūdenstilpju paskābināšanās, gan dzīvsudraba pastiprināta emisija Eiropas valstīs. Autori ir atklājuši, ka galvenie abiotiskie faktori, kas nosaka dzīvsudraba daudzumu zivīs ir ūdens pH (jo zemāks pH, jo augstāka ir Hg koncentrācija zivīs), ūdens krāsa, skābekļa koncentrācija, biogēno elementu koncentrācija ezeros, ezeru vidējais dziļums un sateces baseina raksturs. Citi pētījumi (Andersson, et al., 1992; Driscoll, et al., 1994) ir pierādījuši dzīvsudraba tieksmi saistīties ar organiskajām vielām (humusvielām). Ar to var izskaidrot salīdzinoši augstāku dzīvsudraba koncentrāciju augšnes virsējos slāņos, kas bagāti ar organiskajām vielām. Zviedru zinātnieki ir secinājuši, ka maksimālais dzīvsudraba daudzums zivīs tiek uzņemts metildzīvsudraba formā.

Pētījumi Austrālijas, centrālās un A-Eiropas ezeros (López-Sanchez et al., 1994; Bryan & Langston, 1992; Gadh et al., 1992) veikti, lai novērtētu koncentrācijas izkļedes ietekmējošos faktorus un smago metālu saturu nogulumos. Šie pētījumi ir pierādījuši, ka pastāv izteikta korelāciju starp dzelzs, hroma, niķeļa, kobalta, mangāna saturu un nogulumu raksturu ūdenstilpēs. Akcentēta granulometriskā sastāva nozīmība.

Atsevišķu autoru darbos veiktā metālu izcelsmes avotu izdalīšana un grupēšana, ļauj izdalīt litoloģiskos un antropogēnos metālu izcelsmes avotus (Hellman, 1970). Autors norāda uz dabisku izcelsmi tādiem elementiem kā cinkam, rubīdijam, stroncijam. Turpretim kobalta, hroma, niķeļa, vara, kadmija, dzīvsudraba un svina paaugstinātās koncentrācijas norāda uz antropogēnās iedarbības intensitātes pieaugumu. Tomēr analīžu rezultāti liecina, ka starp šīm divām metālu grupām pastāv elementu mijiedarbība (tie saistās dažādās kombinācijas). Tā, piemēram, mangāna un dzelzs koncentrācijas paaugstināšanās antropogēnās darbības rezultātā var paātrināt ūdenstilpju eutrofikāciju. Šo elementu uzkrāšanās var veicināt citu elementu akumulāciju. Šimps uzsver fona monitoringa nozīmīgumu metālu piesārņojuma līmeņa noteikšanā (Shimp, 1971).

Japāņu zinātnieku pētījumi (Hashimoto, 1991) Bivas ezerā konstatējuši lokālu cinka, svina, kadmija līmeņa paaugstināšanos straujas industrializācijas un urbanizācijas rezultātā.

Metālu akumulācijas procesu raksturu ūdenstilpju sateces baseinos būtiski ietekmē antropogēno piesārņojuma avotu tieša klātbūtne. Dauvaltera smago metālu pētījumi Murmanskas apkaimē tika veikti, lai izvērtētu ūdenstilpju kvalitāti atkarībā no to atrašanās vietas Pečengas niķeļa ieguves teritorijā (Dauvalter, 1992). Autors ir atklājis pozitīvu korelāciju starp smago metālu akumulācijas intensitātes palielināšanos līdz ar ūdenstilpes dziļumu. Savukārt organisko vielu saturs ir paaugstinājies, attālinoties no piesārņojuma avota. Līdz ar to var secināt, ka smago metālu akumulācijas rakstura ietekmējoši faktori ir antropogēnā slodze, organisko vielu daudzums un ūdenstilpes dziļums.

Pētījumi Somijas ezeros parādīja augstāku dzīvsudraba satura koncentrāciju tieši maziem, polihumoziem ezeriem ar lielu sateces baseinu un ūdenskrātuvēm ar ievērojamām ūdens līmeņa svārstībām. Ciešā korelācija starp kopējo organiskā oglekļa un dzīvsudraba saturu atklāja organisko vielu lomu dzīvsudraba transportā no sauszemes uz ūdenstilpēm. Ilglaicīgi pētījumi ir pierādījuši, ka būtiskākie dzīvsudraba avoti Somijā ir fosilā kurināmā sadedzināšana un ķīmiskā rūpniecība (Verta et. al., 1990).

Neskatoties uz metālu satura analīzes nozīmību vides piesārņojuma analīzē, no vienas puses, un ūdenstilpju sateces baseinu ģeokīmisko izpēti no otras puses, Latvijā ir salīdzinoši maz šādi veiktu pētījumu.

Seisumas un līdzautoru ilggadīgie pētījumi (1986) ir palīdzējuši atklāt vispārīgās metālu satura sadalījuma un migrācijas īpatnības Rīgas līča un Baltijas jūras daļas ūdensbiotā. Visintensīvāk dzīvajos organismos tiek uzkrāti elementi, kas nepieciešami to attīstībai - dzelzs, varš, magnijs, kobalts. Augstākas metālu, īpaši svina, kadmija, kobalta, hroma, niķeļa satura koncentrācijas ir atrastas bentosa organismos. Metālu akumulācijas raksturu augstākajos ūdensaugos nosaka sugu daudzveidība ūdens biocenozēs.

Smago metālu pētījumi Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes nogulumos veikti kopš 1986. gada. Līča dienviddaļā par vāju piesārņojumu liecina salīdzinoši zemās kadmija un niķeļa koncentrācijas. Turpretim vara, hroma, cinka, svina daudzums atbilst fona stāvoklim. Rīgas līča smilšainajos nogulumos Jūrmalas pilsētas daļā paaugstināta smago metālu akumulācija nav novērota, jo šajā posmā notiek intensīva grunts izskalošana.

Radioaktīvā un stabilā stroncija pētījumi Rušona, Alauksta, Čemostes ezeros, Daugavas ūdenskrātuvēs deva iespēju novērtēt stroncija satura sadalījumu un izmaiņas ūdenī, nogulumos un biotā (Andrušaitis et al., 1979). Pētījumu rezultātā tika izdalītas divas grupas: distrofie un eitrofie ezeri ar salīdzinoši zemu stabilā stroncija koncentrāciju ūdens un nogulumu fāzē (Rušons, Alauksts, Černostes). Otrā grupā iekļāva ūdenstilpes ar salīdzinoši zemu radioaktīvā stroncija koncentrāciju ūdens un nogulumu fāzē (Engures ezers, Daugavas ūdenskrātuves). Autori ir atklājuši, ka tikai eitrofos, seklos ezeros ūdensaugiem ir būtiska nozīme radioaktīvā stroncija sadalījumā: lielākā daļa radioaktīvā stroncija akumulējas ūdensaugos. Piemēram, Engures ezerā ievērojama stroncija daļa uzkrājas mieturalgēs, kas vienmērīgi ir noklājušas visu ezera gultni. Pārējās ūdenstilpēs nozīmīgākā daļa radioaktīvā stroncija atrodas nogulumos, bet mazākā - biomasā. Pēc autoru domām, galvenie faktori, kas nosaka stroncija migrāciju, ir vides fizikālķīmiskie apstākļi.

Ņemot vērā atmosfēras gaisa masu kustības lielo ietekmi uz metālu pārnesei un sekojošo akumulācijas procesu ūdenstilpju sateces baseinos, nozīmīgi ir pētījumi, kuros tiek analizēts metālu saturs gaisā, atmosfēras nokrišnos un metālu izkrišanu ar tiem. Latvijā šādus pētījumus ir veikuši Nikodemus un Brūmelis (1994), Beriņa un Kalviņa (1990). Šajos pētījumos novērtēta ne tikai metālu izkrišanas intensitāte (noteikti izkrišanas modeļi), bet ir arī pierādīts, ka metālu izkrišanas intensitāti Latvijā nosaka meteoroloģiskie faktori, lokālo punktveida piesārņojuma klātbūtne, kā arī pārrobežu pārnese. Metālu izkrišanas specifiku Latvijā ietekmē gan nokrišņu pH, gan arī vielu izkrišana ar cementa un būvmateriālu ražotņu producētajiem putekļiem un aerosoliem. Šajos pētījumos ir identificēti nozīmīgākie piesārņojuma avoti Baltijas reģionā un novērtēta to nozīme piesārņojuma fona līmeņu veidošanā. Minami arī Karpa un līdzautoru (Каприц и др., 1989), Magones (Магоне, 1989) veiktie bioindikācijas pētījumi par svinu izgulsnēšanos augsnē autoceļu tuvumā.

Kā indikatoru lietojot kopējo metālu saturu nogulumos, vides ģeoķīmisko un antropogēno ietekmju izpēte veikta Vircava un citu zinātnieku (1995) pētījumos Liepājas ezerā. Ir konstatētas ievērojamas atšķirības metālu satura ziņā starp ezera ziemeļdaļu antropogēno faktoru ietekmē (metallurģiskā rūpnīca, ādas pārstrādes rūpnīca, u.c.) un dienviddaļu, kur dominējošā ir lauksaimniecība. Ezera ziemeļdaļā ir paaugstināts hroma, mangāna, vara, cinka un bārija saturs, ko autori izskaidro ar iespējamo notekūdeņu pieplūdi no metallurģiskās ražotnes.

Kaut arī metālu kopējais saturs visai būtiski atspoguļo vides kopējo piesārņojuma līmeni ar metāliem, un tas ir saistīts ar ģeoķīmiskajiem procesiem, tomēr vairāki pētījumi (Morrison et al., 1989; Batley, 1989; Rauret et al., 1988) ir parādījuši, ka korelācija starp metālu kopējo saturu un to ietekmi uz dzīvajiem organismiem vai hidroekosistēmām kopumā ir vāji izteikta vai pat arī nepastāv. Tāpat, lai noskaidrotu kāda ir piesārņotu nogulumu ietekme uz vidi, nevar aprobežoties tikai ar metālu kopējā satura analīzi (Salomons & Förstner, 1980), jo tieši metālu atrašanās formas ir tās, kas nosaka šo metālu savienojumu aktivitāti un to spējas iesaistīties vielu aprites procesos ūdenstilpēs. Tieši šis faktoru kopums nosaka nepieciešamību veikt metālu atrašanās formu analīzi.

Metālu (kadmijs, varš, svins un cinks) atrašanās formu sadalījums, to bioloģiskā pieejamība, kā arī ietekmējošie faktori analizēti vienā no Indijas upes estuāriem (Nair et al., 1991). Konstatēts, ka metālu formu atšķirīgā akumulēšanās intensitāte nogulumos lielā mērā ir atkarīga no daļiņu izmēriem, nogulumu sastāva un ārējās vides faktoriem, piemēram no pH, sārmainības. Autori ir konstatējuši, ka dabiskie procesi nosaka kadmija un vara saturu Kokhin estuārā, kamēr cinka satura izmaiņas ir saistītas ar antropogēno jeb ārējo ietekmi.

Tomēr nozīmīgākie secinājumi, kas izriet no kopējās metālu satura un to atrašanās formu analīzes ir tas, ka noteiktu metālu atrašanās formu koncentrācija nogulumos ievērojami labāk korelē ar

metālu ietekmi uz ūdenstilpju dzīvajiem organismiem nekā to iespējams konstatēt ar metālu kopējām satura analīzēm.

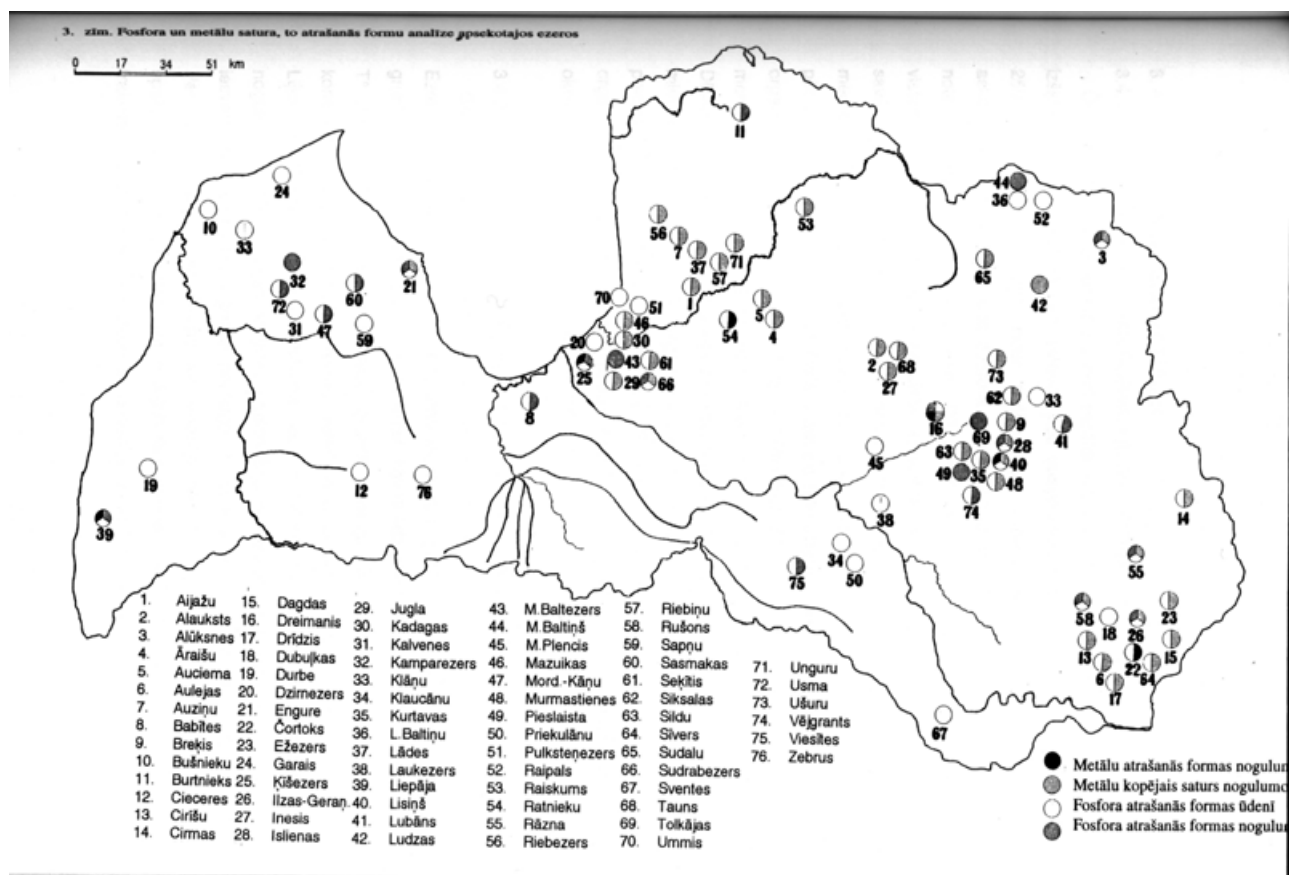
Antropogēnā piesārņojuma intensitātes raksturošanai, analizējot procesus ūdenstilpju baseinos, svarīgi ir noteikt ne tikai metālu kopējo saturu ūdenī un nogulumos, bet arī to atrašanās formas.

### 3. MATERIĀLI UN METODIKA

#### 3.1. PARAUGU IEVĀKŠANAS PRINCIPI

1992.-1995. gada veģetācijas periodā tika pētīti 76 ezeri fiziogeogrāfiski atšķirīgos Latvijas rajonos, kā arī 5 lielākajās upēs (Daugava, Gauja, Lielupe, Venta, Salaca), to teču garumā. Ūdenstilpes izvēles kritēriji, lai novērtētu smago metālu un fosfora daudzuma, to atrašanās formu sadalījumu dabisko un antropogēno faktoru ietekmes rezultātā, bija šādi:

- izvēlētajiem ezeriem jāatspoguļo galvenie ezeru ģenētiskie un trofiskie tipi;
- izvēlētajiem ezeriem, atbilstoši to izvietojumam, jāreprezentē lielākā daļa Latvijas fiziogeogrāfisko rajonu;
- izvēlēto ezeru sateces baseiniem jāatspoguļo pēc iespējas daudzveidīgāks funkcionālais spektrs;
- izvēlētajām upēm jābūt nozīmīgām pēc to morfometriskajiem parametriem;
- izvēlētajām upēm jāatspoguļo piesārņojošo vielu reģionālais sadalījums.



Lielāko daļu pētīto ezeru grupā veido glaciālas izcelsmes ezeri (akumulācijas vai erozijas tipa), kas izvietojusies starppauguru (piemēram, Inesis, Tauns, Alūksnes ezers, Kamparezers) ieplakās, ielejveida pazeminājumos (piemēram, Durbes ezers, Burtnieks) un subglaciālajās iegultnēs (piemēram Drīdzis, Ilzas-Geraņimovas, Cieceres, Raipalu ezers, Mordangas-Kāņu). Kā vieni no ģeoloģiski jaunākiem apsekoto ezeru grupā ir piekrastes jeb piejūras ezeri, kas izveidojusies no senām jūras lagūnām (Liepājas, Engures, Ķīšezers, Babītes, Lielais un Mazais Baltezers) un attekas ezeri (piemēram, Dzirnēzers). Pēc platības nenozīmīgs (19 ha), bet viens no retajiem sufozijas ezeriem pētīto ezeru grupā ir Čortoks. Tāpat minami Teiču purva ezeri, kuru veidošanās ir saistīta ar senezera aizaugšanu un tie atšķiras no pārējiem ezeriem gan pēc morfometriskajiem,

gan ķīmiskajiem raksturielumiem. Aplūkojamie ezeri pieder republikas lielāko upju baseiniem (Daugavas baseinam - 39; Gaujas baseinam - 16; Lielupes baseinam - 3; Ventas baseinam - 1; Salacas baseinam - 1), kā arī Rīgas līča (6) un Baltijas jūras noteces baseinam (7 ezeri). Ezeru izvietojums dažādos fiziogēogrāfiskajos rajonos ir noteicis būtisku atšķirību to novietojumā arī pret jūras līmeni - no 0.1 m v.j.l. (Ķīšezers) līdz 202.3 m v.j.l. (Alaukstis).

Ūdenstilpju apsekojuma laikā tika ievākti paraugi ūdens un nogulumu izpētei. Grunts paraugi tika ievākti ezera profundālē, kas raksturo materiāla akumulācijas zonu un atsevišķos ezeros - litorālē, kas raksturo transporta zonu. Ezera virsējā noguluma slāņa (0 - 2 cm) grunts paraugi ievākti ar Ekmaņa-Berdža tipa gruntssmēlēju. Metālu vertikālā sadalījuma (0 - 20 cm) raksturošanai paraugi ievākti ar mikrobentometru.

No kopējā apsekoto ezeru skaita fosfora formu analīze ūdenī veikta 20 ezeriem un 5 Latvijas lielākajām upēm (Daugava, Lielupe, Gauja, Venta, Salaca) to teču garumā, kopumā 20 paraugu ievākšanas vietās (3. zīm.). Fosfora atrašanās formu analīze nogulumos veikta 37 ezeros. Metālu kopējā satura analīzei, izmantojot atomu absorbcijas spektrometrijas metodi (AAS) tika veikta 72 ezeros un 4 upēs (Venta, Daugava, Gauja, Salaca) to teču garumā (kopskaitā 30 novērojumu vietās). Kā alternatīva metode kopējā metālu saturam nogulumos izmantota Metālu kopējā satura analīze, izmantojot enerģijas dispersīvo rentgenstaru fluorescences metodi (EDRF), tika veikta 22 ezeru nogulumiem. Metālu atrašanās formu analīze ūdeņos veiktas 5 Latvijas lielākajās upēs, to teču garumā. Metālu (vara, kadmija, cinka un svina) atrašanās formu izpēte veikta 7 pēc trofijas pakāpes atšķirīgos ezeru nogulumos.

Ūdens hidroķīmiskajam raksturojumam tika noteikti šādi parametri: fosfātjoni, amonija joni, nitrījoni, sulfātjoni, hidroģēkarbonāti, kā arī kalcija un magnija jonu saturs, krāsa, kopējais dzelzs, elektrovadītspēja, ūdens pH, ķīmiskais skābekļa patēriņš. No fizikālajiem lielumiem noteikta ūdens temperatūra paraugu ievākšanas vietās un, izmantojot Seki disku - ūdens caurredzamība. Ūdens ķīmisko parametru analīzes veiktas Vides kvalitātes monitoringa laboratorijā, pielietojot analīžu standartmetodes (APHA, 1992).

### 3.2. ŪDENS ĶĪMISKĀS ANALĪZES METODES

Ūdeņu un dūņu hidroķīmiskās analīzes veiktas LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē, Vides kvalitātes monitoringa laboratorijā. Ūdens paraugi ievākti ar batometru 0.5 un piegrunts dziļumā. Ūdens paraugi analizēti, izmantojot analīžu standartmetodes (APHA 1989; HACH, 1992; Novikov et al., 1990). Darbā tika izmantoti analītiskas tīrības pakāpes reaģenti. Analīzēm izmantota sekojoša aparatūra: pH metrs HACH one pH meter, TDS elektrovadītspējas mēraparāts, jonometrs 1 - 135, spektrofotometri DR 2000 HACH, SF 46, SPEKOL 11, kā arī atomabsorbcijas spektrometrs (Perkin-Elmer 403, Lielbritānija)

Ķīmiskie parametri ūdenim noteikti ar standartmetodēm (APHA 1989; HACH, 1992) sekojoši: pH, elektrovadītspējas nolasījumi, kopējais izšķīdušais vielu daudzums noteikts nekavējoši pēc paraugu nogādāšanas laboratorijā; krāsa noteikta spektrofotometriski, viļņa garums 455° pēc PtCo skalas. Ūdens temperatūra noteikta paraugu ievākšanas vietā. Hlorīdu satura analīze veikta titrējot ar sudraba nitrātu, sulfātu daudzums noteikts pēc turbidimetriskās metodes un cietība titrējot ar EDTE indikatora eriohroma melnais T klātbūtnē. Nitrātu saturs tika noteikts, lietojot gentīnskābes diazotizāciju pēc nitrātu reducēšanas ar kadmiju, savukārt amonija daudzums noteikts ar Neslera reaģentu. Minerālais fosfors ūdenī analizēts izmantojot amonija molibdātu. Kalcija un magnija saturs noteikts titrimetriski. Dzelzs saturs noteikts spektrofotometriski, izmantojot amonija rodanīda metodi (APHA 1989; HACH, 1992).

### 3.3. NOGULUMU ĶĪMISKĀ SASTĀVA ANALĪZES METODES

Grunts virskārtas paraugi ezeros tika ievākti profundālē un litorālē, upēs - teces vidusdaļā ar Ekmaņa tipa grunts smēlēju. Ūdens saturs nogulumos tika noteikts sverot paraugus pirms un pēc žāvēšanas (pie 105 °C līdz konstantai masai). Organiskās vielas saturs tika noteikts kvēlinot (pie 550 °C 4 stundas) sedimentu parauga iesvaru

(1.00 g). Karbonātu saturs tika noteikts attitrējot ar 0.1 M NaOH (fenolftaleīns kā indikators) 0.5 M HCl pārākumu, ar kuru aplietais (25 ml) parauga iesvars (1.00 g) tika izturēts 24 stundas. Amonija, nitrātu un nitrītu saturs tika noteikts 2 M KCl ekstraktā pēc standartmetodēm (Riņķis u.c., 1992). Kopējā fosfora saturs tika noteikts pēc slapjās sadedzināšanas ar  $\text{HNO}_3$ , iegūtajā ekstraktā pielietojot standartmetodes (APHA 1989; HACH, 1992).

### 3.4. FOSFORA ANALĪZES METODES

#### 3.4.1. FOSFORA ATRAŠANĀS FORMU ŪDENĪ NOTEIKŠANAS METODES

Ūdens fosfora analīzei ūdens vidē ievākti ar batometru 0.5 h dziļumā. Kopējais izšķīdušā fosfora saturs tika noteikts pēc suspendēto vielu atdalīšanas (filtrējot 250 ml ūdens parauga caur 0,45  $\mu\text{m}$  membrānfiltru) un, izmantojot askorbīnskābes metodi, pēc fosfora savienojumu oksidēšanas ar persulfātu, noteikts kopējais fosfora daudzums (Thurman et al., 1981). Ar suspendētajām vielām saistītā fosfora frakcija noteikta, analizējot pēc ūdens parauga filtrēšanas savāktu suspendēto vielu masu uz membrānfiltra. Suspendēto vielu atlikums uz membrānfiltra tika apstrādāts ar kālija persulfātu pie 120 °C (Prepas et. al. 1982), pēc tam, kā iepriekš, nosakot fosfātu saturu (Murphy & Riley, 1962). Izšķīdušā organiskā fosfora saturs tika noteikts, izfiltrējot 250 ml ūdens paraugu caur membrānfiltru un atdalot ar organiskām vielām saistīto fosforu sorbējot to uz DEAE celulozes (0.5 g), kas iepildīta kolonnā (5 x 40 mm). Eluēšanas ātrums 20 ml/min. Sorbētais izšķīdušā organiskā fosfora daudzums desorbēts (eluēts) ar 3 porcijām 5ml 0,1 M NaOH, kas satur 20 mg/l nātrija dodecilsulfāta. Izšķīdušā organiskā fosfora daudzums eluātos noteikts kā fosfāta fosfora saturs pēc oksidēšanas ar kālija persulfātu pie 120 °C.

#### 3.4.2. FOSFORA ATRAŠANĀS FORMU DŪŅĀS NOTEIKŠANAS METODE

Grunts paraugi ievākti ezeru litorālē un profundālē, bet upēs - teces vidusdaļā. Ezeru un upju virsējā (0 - 2 cm) nogulumu slāņa paraugi tika ievākti ar Ekmaņa tipa grunts smēlēju. Paraugi pēc to ievākšanas žāvēti līdz gaisa sausam stāvoklim pie  $T^\circ 20 \pm 4$  °C. Pēc tam gaisa sausi grunts paraugi tika žāvēti pie 105° līdz konstantam svaram. Fosfora formu noteikšanai dūņās veikta pēc Hielthjes un Lijklema (1980) izstrādātās shēmas, kas ir piemērota Latvijā sastopamajiem nogulumiem. Ekstrakcijas shēmas secība bija sekojoša: 100 ml kolbiņās tika iesvērts 10 g sagatavotā grunts parauga un apliets ar 50 ml 1M  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (pH 7). Pēc četrus stundu ekstrakcijas ar amonija hlorīdu un filtrēšanas, izmantojot spektrofotometru (DR 2000 Hach ASV) tika noteikta viegli ekstrahējamā fosfora frakcija, nosakot fosfora saturu ar amonija molibdāta reaģentu (APHA, 1992).

Turpinot analīzi, izfiltrētās dūņas tika aplietas ar 50 ml 1M NaOH un 16 stundas kratītas. Filtrēta šķīdumā spektrofotometriski tika noteikts Fe un Al saistītā fosfora frakcija, analizējot ekstraktā fosfātjonu koncentrāciju (APHA, 1992). Trešā fāzē par ekstrahentu tiek izmantota 50 ml 0.5 M sālsskābe (pH = 2). Ekstrahēšanas laiks ir 17 stundas, pēc tam nogulsnes atdala filtrējot un filtrāta šķīdumā spektrofotometriski tiek noteikta ar Ca saistītā fosfora frakcija kā fosfātjoni, izmantojot analīžu standartmetodes (APHA, 1992). Kopējais fosfors noteikts, karsējot grunts paraugu stipru skābi (konc.  $\text{H}_2\text{SO}_4$  un konc. $\text{HNO}_3$ ) vidē.

### 3.4. METĀLU ANALĪZES METODES

#### 3.4.1. METĀLU ATRAŠANĀS FORMU ŪDENĪ ANALĪZE

Metālu atrašanās formu analīzei ūdens vidē paraugi ievākti ar batometru 0.5 h dziļumā. Metālu atrašanās formas ūdenī tika analizētas izmantojot iepriekš izstrādātu metodi (Kļaviņš et al., 1992). 1.00 l analizējamā ūdens filtrē caur kodolfiltru Nucleopor (diametrs 32 mm, poru izmērs 0.45  $\mu\text{m}$ ). Filtru ar suspendētajām daļiņām izžāvē un pēc izšķīdināšanas 5 M  $\text{HNO}_3$  tajā nosaka metālu saturu, kas saistīts ar suspendēto vielu. Filtrātu sekojoši izlaiž caur divām kolonnām (12 x 80 mm), pirmā piepildīta ar DEAE celulozi (1.00 g), bet otra ar CM Sephadex G-25 (2.00 g). Eluēšanas ātrums 10 ml/min. DEAE sorbentu saturošo kolonu eluē ar 25 ml 0.1 M NaOH, bet CM sorbentu saturošo kolonu eluē ar 10 ml 4 M  $\text{HNO}_3$ . Metālu saturu eluātos nosaka ar AAS Perkin Elmer 403

(acetilēna liesma). Paralēli 1 l analizējamā ūdens nosaka metālu kopējo saturu, izmantojot līdzizgulsnešanas metodi ar 8-tiooksīnu (Bankovsky et al., 1987).

### 3.4.2. METĀLU SATURA NOTEIKŠANA NOGULUMOS IZMANTOJOT ATOMU ABSORBCIJAS SPEKTROMETRIJU (AAS)

Izmantojot AAS metodi tiek analizēta tikai daļa nogulumu (nogulumu frakcija, kurā daļiņu izmērs ir mazāks par 63  $\mu\text{m}$ ), kura tiek apstrādāta ar slāpekļskābi un iegūtajā ekstraktā tiek noteikts metālu saturs. Līdz ar to, šīs vispāratzītās un rekomendētās metodes iegūtie rezultāti ir lielā mērā atkarīgi no parauga sagatavošanas apstākļiem. AAS gaita ir šāda: 1.00 g analizējamā parauga < 0.63  $\mu\text{m}$  frakcijas, kas izžāvēta pie 105 °C līdz konstantam svaram, kvarca glāzē (100 ml) aplej ar 15 ml koncentrētas  $\text{HNO}_3$  un 5 ml 60 %  $\text{HClO}_4$ . Pēc sākotnējās enerģiskās reakcijas izbeigšanās slāpekļskābes pārākumu ietvaicē līdz parādās balti  $\text{HClO}_4$  dūmi. Paraugam pielej 10 ml 0.1 M  $\text{HNO}_3$  un uzkarsē līdz viršanai. Atdzesētu paraugu filtrē caur bezpelnu filtru, bet filtrātu atšķaida līdz 25 ml un analizē.

### 3.4.3. METĀLU SATURA NOTEIKŠANA IZMANTOJOT ENERĢIJAS DISPERSO RENTGENSTARU FLUORESCENCES METODI (EDRF)

Kā alternatīva metode kopējā satura noteikšanai nogulumos tiek lietota enerģijas dispersīvā rentgenstaru fluorescences spektrometrijas metode. Mērījumi veikti Gēteborgas Universitātes laboratorijā, Zviedrijā. Grunts paraugi tika ievākti ezeru profundālē, izmantojot Ekmaņa tipa grunts smēlēju. EDRF metode pamatojas uz elementu atoma kodolu īpašību izmantošanu un šīs metodes tehniskais izpildījums ļauj analizēt iepriekš neapstrādātus, cietā fāzē esošus paraugus, tādējādi tās izmantošana ļauj izvairīties no nepieciešamības paraugu ķīmiski apstrādāt un arī samazina parauga ķīmiskās piesārņošanas risku (APHA, 1989). Tā kā šī ir elementu absolūtā satura analīzes metode, tad tās izmantošana ļauj analizēt elementus neatkarīgi no to atrašanās formas ķīmiskos savienojumos un saistības pakāpes minerālos (stabilos minerālos saistīto elementu saturu, izmantojot AAS, nav iespējams korekti noteikt, jo ekstrakcija ar slāpekļskābi neļauj metālus no tiem atbrīvot). Vienlaikus EDRF ir multielementu analīzes metode, kas ļauj noteikt vairākus elementus (līdz 80 elementu) paraugā vienlaicīgi. Analīzes secība ir sekojoša: noguluma paraugi tiek novietoti uz Teflona membrānas (SA240PR100), kas normālos apstākļos satur ļoti zemu mikroelementu daudzumu un, tādēļ ir piemērota elementu analīzēm. Pēc tam paraugi tiek sasvērti un analizēti EDRF spektrometrā. Pēc tam tos ekspozē monohromātiskos rentgenstarpus, kuri izraisa atomu raksturīgo starojumu paraugā. Šīs analīzes rezultātā ir iespējams noteikt visus elementus, kuru molekulu masa lielāka par fosfora un mazāka par svina molekulu masu. Lietojot programmu AXIL bija novērtēts rezultējošais rentgenstaru spektrs un aprēķinātas dažādo elementu koncentrācijas.

### 3.4.4. METĀLU ATRAŠANĀS FORMU NOTEIKŠANAS METODES NOGULUMOS

Grunts virskārtas paraugi ezeros tika ievākti profundālē un litorālē, upēs - teces vidusdaļā ar Ekmaņa tipa grunts smēlēju. Paraugi pēc to ievākšanas tika žāvēti līdz gaisa sausam stāvoklim pie temperatūras  $20 \pm 4$  °C. Pēc tam gaisa sausi grunts paraugi tika žāvēti 105 °C temperatūrā līdz konstantam svaram. Organisko vielu daudzums noteikts, dedzinot grunts parauga vienu daļu pie 550 °C 1 stundu.

Metālu daudzums noguluma paraugos tika noteikts sekojoši : apmēram 1,0 g sausa noguluma parauga iesvara (frakcija < 63  $\mu\text{m}$ ), kas izžāvēts līdz konstantam svaram pie 105 °C temperatūras, ievieto 100 ml koniskajā kolbā un aplej ar 20 ml koncentrētu  $\text{HNO}_3$ , koncentrētu  $\text{HClO}_4$  un ietvaicēja līdz parādījās balti  $\text{HClO}_4$  dūmi. Pēc atdzesēšanas paraugs tika filtrēts un nogulsnes uz filtra skalotas ar trim porcijām (3 ml) destilēta ūdens. Pēc tam filtrāts tika atšķaidīts līdz 25 ml un analizēts. Metālu formas: viegli ekstrahējamā, saistītā ar karbonātiem, saistītā ar Fe-Mn oksīdu, saistītā ar organiskajām vielām, noteikta lietojot noteiktus ekstrahētus (4. zīm.)

PARAUGS		METĀLU FORMAS
↓ 1 M MgCl <sub>2</sub> pH 7 2 st.; (20°C)	↓	
↓ 1 M CH <sub>3</sub> COONa pH 5 12 st.; 20	↓	
↓ 0.1 M NH <sub>2</sub> OH HCl+ 0.01 M HNO <sub>3</sub> pH 2 12 st.; (20°C)	↓	
↓ a) 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , 0.01 M HNO <sub>3</sub> pH 2; 3 st.; (24°C)	↓	
	↓	
↓ b) 1 M CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> 85 st.; (20°C)	↓	
↓ HNO <sub>3</sub> : HClO <sub>4</sub> (5:1) 2 st.; (100°C)	↓	

EKSTRAKCIJA →

EKSTRAKCIJA →

EKSTRAKCIJA →

EKSTRAKCIJA →

EKSTRAKCIJA →

VIEGLI EKSTRAHĒJAMĀ  
METĀLU FRAKCIJA

AR KARBONĀTIEM  
SAISTĪTĀ FRAKCIJA

AR FE-MN OKSĪDIEM  
SAISTĪTĀ FRAKCIJA

AR ORGANISKAJĀM  
VIELĀM SAISTĪTĀ FRAKCIJA

ATLIKUMA FRAKCIJA

4. zīm. Metālu atrašanās formas ūdenstilpju nogulumos noteikšanas shēma (Tessier et al., 1979).

### 3.5. NOGULUMU GRANULOMETRISKĀ SASTĀVA ANALĪZE

Pēc litoloģiskā sastāva atšķirīgiem nogulumiem izvēles kārtībā ir veikta granulometriskā sastāva analīze LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Kvartāra vides laboratorijā (L.Kalniņa), izmantojot kombinēto sietu un pipetes metodi.

### 3.6. DARBĀ IZMANTOTĀS DATU APSTRĀDES METODES

Vides kvalitātes rādītāju matemātiskā analīze un statistiskā apstrāde veikta uz datora, izmantojot šādas programmu paketes 1) SPSS for Windows matemātiskās datu apstrādes programmu, 2) Microsoft Excel for Windows 95. Version 7.0, 3) Quattro Professional. Version 1.0.

Ezeru hidroloģisko un morfometrisko rādītāju aprēķins veikts pēc vispārpieņemtas metodikas (Китаев, 1984; Зівертс, 1995):

Nosacītās ūdens apmaiņas laiks ezeriem izskaitļots pēc formulas:

$$A = V / W,$$

kur, V - vidējais ūdens tilpums (m<sup>3</sup>), kas gada laikā no sateces baseina saplūst ezerā,  
W - ezera tilpums (m<sup>3</sup>) pie vidējā ūdens līmeņa.

Specifiskā baseina lielums jeb sateces baseina ietekme aprēķināta, dalot satecas baseina platību ar ezera platību (Leinerte, 1988).

Kritiskā fosfora slodze ezeriem aprēķināta pēc Follenveidera formulas (Vollenweider, 1976):

$$L_K = 10z ((1+\sqrt{\tau})/\tau),$$

kur L<sub>K</sub> -kritiskā fosfora slodze (g/m<sup>2</sup>/gadā),  
z- vidējais ezera dziļums (m),  
τ - ūdens apmaiņas laiks gados.

Biogēno elementu noslodze rēķināta, izmantojot vispārpieņemtu metodiku. (Китаев, 1984).

$$L = W * 1/n \sum_{i=1}^n C_i, \text{ kur}$$

L - fosfora noslodze,  
W - gada notece,  
c - fosfora izmērītā koncentrācija,  
n - mērījumu skaits.

Dati par ezeru vidējo dziļumu, maksimālo dziļumu, sateces baseina platību, iegūti Hidrobioloģijas laboratorijā (LZA Bioloģijas institūts), Valsts Vides inspekcijā "Ezeru kadastrs" (I.Eipurs), kā arī izmantoti publicētie literatūras avoti (Сизов, 1959; Latvijas daba, 1994,1995; Leinerte krievu grām.)

Ezeru trofiskā stāvokļa novērtējums veikts pēc zooplanktona asociāciju līdzības, izmantojot TWINSPAN programmu paketes (L.Urtāne).

## 4. REZULTĀTI UN TO APSPRIEŠANA

### 4.1. EZERU IZPĒTES VĒSTURE

Latvijas iekšējo ūdeņu izpēte veikta jau kopš 19. gs. vidus. Pirmie pētījumi ir saistīti galvenokārt ar vācu izcelsmes autoriem. Piemēram, M.fon Bīnenštammas darbā ir doti ezeru fizģeogrāfiskā stāvokļa apraksti. M.Ratlefa un R.Kavala aprakstos sniegti vērtīgi dati par ezeru līmeņa pazemināšanas pasākumiem, kanālu izveidi un to ietekmēm uz ūdeņu un to izmantošanas iespējām (Kļaviņš, 1996). Ziņas par ūdeņu faunu un floru ir iespējams atrast vācu Dabas pētnieku biedrības izdotajos ziņotājos, kur šie pētījumi ir saistīti ar J.Fišera un K.Kupfera, F.Ludviga u.c. pētnieku vārdiem. Pirmie mēģinājumi ezeru dūņu izpētē ir saistīti ar M.fon cur Mīlena un F.Ludvigu, kuri atbilstoši tā laika prasībām veica ezeru dūņu bioloģiskā sastāva analīzi Vidzemes un Rīgas apkārtnes ezeros (Kļaviņš, 1996). Tāpat 1908.g. iznākušais F.Ludviga darbs veltīts Rīgas apkārtnes ezeiem, to morfometrijas, termikas, hidroķīmijas, planktona, bentosa un veģetācijas izpētei. Līdzīga veida pētījumi gadsimta sākumā tiek veikti Kupfera vadībā Lubānas ezerā.

Kopš 1925. gada iekšējo ūdeņu pētījumu centrs ir Latvijas Universitātes Hidrobioloģiskā stacija, kura pastāvēja 20 gadus un nodarbojās gan ar jūras, gan saldūdeņu pētīšanu. Saldūdeņu kompleksa izpēte tika uzsākta Usmas ezerā. Pēc tam Gaujas grīvas ezeros, kur galvenokārt veikti dziļumu mērījumi. 1938. gadā izvērsa pētījumus Latgalē, Sīvera ezerā, kuru mērķis bija ievākt kompleksu materiālu par morfometriju, termiku, hidroķīmiju, planktonu, bentosu (Kumsāre, 1960).

Ezeru hidroloģisko un morfometrisko izpēti 30. gados veica Stakle un Ozoliņš. Ir apkopotas ziņas par 134 ezeru platībām, kas apzinātas pēc topogrāfiskajām kartēm, kā arī noteiktas ezeru ģeogrāfiskās koordinātes (Ozoliņš, 1932). Ar P.Stakles vārdu ir saistīti pētījumi L. un M. Baltezerā, Juglas ezerā, Ķīšezerā un Babītes ezerā (Stakle, 1935).

Trīsdesmitajos gados L.Slaucītājs veica pētījumus dažādos Latvijas novados un ieguva hidrogrāfiskas un morfometriskas ziņas par vairāk kā 30 ezeiem, piemēram, par Alūksnes ezeru, Raipala ezeru, L. un M. Baltiņu, Juglas, Baltezeru, Engures, u.c. ezeiem. Savukārt purva ezeru izpētē lielu ieguldījumu ir devis P.Nomals, kurš veicis distrofo ezeru izpēti dažādos Latvijas reģionos, īpaši A-Latvijā. Pētījumos ir noteikti ezeru morfometriskie rādītāji un sniegtas ziņas par dūņu ķīmiskajiem rādītājiem, kā arī noteikta pašu purvu ģenēze (Nomals, 1932).

Jaunu posmu ūdens kvalitātes izpētē iezīmē B.Bērziņa un H.Skujas 30.-40. gados veiktie pētījumi. Nozīmīgākais šo pētījumu novitātes moments ir ūdens bioloģiskā stāvokļa izmantošana par pamatu ūdens kvalitātes vērtējumam (Kļaviņš, 1996).

Četrdesmito gadu beigās un piecdesmitajos gados veikto pētījumu mērķis bija uzlabot iekšējo ūdeņu zivsaimniecību. Šos darbus veica Vissavienības ezeru un upju zinātniski pētnieciskais institūts V.Savina vadībā. Ekspedīcija apsekoja 12 Latvijas lielākos ezeros un izvērtēja arī hidroķīmisko režīmu. Turpinot šīs ekspedīcijas iesāktu darbu, Latvijas, Lietuvas un Igaunijas



Zinātņu akadēmijas veica ezeru izpēti vēl 20 ezeros. Kopumā apsekojot 1/4 no ezeru kopplatības (Kumsāre, 1960).

Vērā ņemami ir N.Sizova veiktie pētījumi 21 ezeru fizģeogrāfiskajā raksturošanā, kur detalizēti ir veikta ezeru morfometrisko un hidroloģisko parametru analīze (Сизов, 1959). Kopš 1958. gada iekšējo ūdeņu hidrobioloģiski un hidroķīmiskie pētījumi tiek veikti ZA Bioloģijas institūta Limnoloģijas, vēlāk Hidrobioloģijas laboratorijā A.Kumsāres, G.Andrušaiša, A.Melbergas un P.Cimdiņa vadībā.

Ezeru hidroķīmisko raksturojumu atkarībā pēc tā novietojuma ainavā veica F.Pera. Pētījumi parādīja, ka dažādu organisko vielu saturs ūdenī ir atkarīgs no ūdenstilpes atrašanās augstuma virs jūras līmeņa (Пеп, 1966).

Nozīmīgus pētījumus gan ezeru veidošanās procesu izpētē, gan ezeru bioloģiskā stāvokļa novērtēšanā un sateces baseina analīzē veikusi M.Leinerte (Leinerte, 1988; Melluma et al., 1992).

Pārskatot Latvijas limnoloģisko pētījumu vēsturiskos aspektus var teikt, ka pētījumi aptvēruši ļoti plašu problēmu loku. Daudzu ezeru limnoloģiskā izpēte ir veikta ilggadīgi. Tomēr jāatzīmē, ka ezeru nogulumu izpētei veltīto darbu apjoms nav sevišķi liels (Пеп, 1958; под ред. Андрушайтис, 1979; Virčavs et al., 1995 ) un nav saistīts ar metālu un fosfora atrašanās formu noteikšanu nogulumu virsējā slānī.

#### 4.2. PĒTĪTO EZERU SATECES BASEINU RAKSTUROJUMS

Latvijas teritorijas veidošanās apstākļi ir bijuši par iemeslu pēc platības nelielu un, galvenokārt, nedziļu ezeru ģenēzei. Šādu ezeru limnoloģiskās īpatnības lielā mērā ir saistītas ar sateces baseinos noritošiem procesiem un šo procesu intensitāti, kas būtiski var iespaidot arī pašas ūdenstilpes stāvokli un vielu aprites tajās.

Ezeru sateces baseini atkarībā no to apsaimniekošanas pakāpes un funkcionālās izmantojamības (lauksaimniecībā izmantojamās zemes, mežs, purvs, apdzīvotās vietas) var kalpot par galveno piesārņojošo vielu pieplūdes avotu ūdenstilpēs (Сорокин, 1983). Netece, kas lielā mērā ir atkarīga no sateces baseinu fiziogeogrāfiskajām īpatnībām un antropogēnās darbības intensitātes, veido saikni starp sateces baseinu un ūdenstilpi (Драбкова, 1978).

Piesārņojošo vielu akumulācijas rakstura izvērtēšanā nozīmīga ir zemes lietojuma veida izpēte ūdenstilpju sateces baseinos, kas ļauj iegūt informāciju par piesārņojošo vielu akumulācijas tendencēm ūdenstilpēs. Pētīto ezeru sateces baseini atšķiras pēc to platības (2780 km<sup>2</sup> - < 1 km<sup>2</sup>), arī zemes lietojuma veida struktūra šo ezeru baseinos ir daudzveidīga. Tā, piemēram, ievērojamai daļai ezeru sateces baseinos ietilpst gan meži, gan purvi, gan lauksaimniecībā izmantojamās zemes, kā arī apdzīvotās vietas un tikai atsevišķu ezeru grupas sateces baseini ir monostukturāli. Mežu īpatsvars katrā konkrētajā ezera baseinā mainās no 3 līdz 94 % un nav vērojamas reģionālas izmaiņas.

Lauksaimniecībā izmantojamo zemju daudzums ezeru baseinos mainās no 1 līdz 51 %. Tā kā lauksaimniecisko zemju īpatsvars pēdējo sešu gadu laikā ir ievērojami mainījies, tad šie skaitļi var neatspoguļot patieso ainu patreizējā momentā. Purvu aizņemtās patības ezeru baseinos ir ļoti neviendabīgas un to īpatsvars mainās no dažiem procentiem līdz pat 98 %. Ezeru novietojums Teicu purva teritorijā izskaidro lielo purvu īpatsvaru ezeru sateces baseinos.

#### 3. tabula. Zemes lietojumveidu struktūra ezeru sateces baseinos

N.p.k.	Ezers	Augst. v.j.l. m	Sateces baseins km <sup>2</sup>	Meži %	Purvi %	Lauks. zemes %
1.	Aijažu	62.4	12.7	21	20	40

2.	Alauksts	202.3	14.8	30	2	50
3.	Alūksnes	183.6	28.4	20	2	40
4.	Āraišu	119.9	13.1	15*	5*	79*
5.	Auciema	54.6	4.3	45	10	39
6.	Aulejas	160.4	32.9	17	3	70
7.	Auziņu	37.7	69.6	7	4	75
8.	Babītes	0.2	243	45	10	30
9.	Breķis	109	-	-	100	-
10.	Bušnieku	9.1	78	70	4	15
11.	Burtnieks	39.5	2220	30	15	20
12.	Cieceres	100.3	123	35	7	30
13.	Cirīšu	143.5	365	52	6	20
14.	Cirmas	138.4	52.8	19	4	55
15.	Dagdas	158.6	176.2	25	6	60
16.	Dreimanis	92.0	8.7	50	5	25
17.	Drīdzis	159.5	33.5	14	3	25
18.	Dubulķas	152.4	10.8	20	1	50
19.	Durbe	22	156	20	5	35
20.	Dzirnezers	0.4	6.85	60	3	17
21.	Engure	0.3	644	56	5	32
22.	Čortoks	160	1.3	94	2	1
23.	Ežezers	169.4	120	25	6	30
24.	Garais	11.3	5.9	85	10	1
25.	Ķīšezers	0.2	1900	42	11	25
26.	Ilzas-Geraņimovas	150.7	68.4	40	5	42
27.	Inesis	193.8	49.1	35*	15*	50*
28.	Islienas	104.6	0.6	-	100	-
29.	Jugla	0.3	1710	65	5	25
30.	Kadagas	5.6	3.14	70	-	10

31.	Kalvenes	38.3	5	19*	<1*	85*
32.	Kamparezers	113.6	0.8	100	-	-
33.	Klāņu	18	10.4	55	36	9
34.	Klaucānu	96.1	3	40	5	38
35.	Kurtavas	104.9	3.6	-	100	-
36.	L. Baltiņu	168.8	0.7	45	7	23
37.	Lādes	47.7	25.2	35	6	45
38.	Laukezers	103.6	1.4	27	1	20
39.	Liepāja	0.2	2580	20	5	30
40.	Lisiņš	103.3	2	11	89	<1
41.	Lubāns	92.1	2780	20	80	—
42.	Ludzas	124.5	30.8	60	3	20
43.	M.Baltezers	0.1	3.5	30	-	25
44.	M. Baltiņš	166.1	0.52	60	6	25
45.	M. Plencis	95.3	1.24	75	18	5
46.	Mazuikas	9.2	1.9	40	20	30
47.	Mordangas-Kāņu	36.7	29.6	53	13	24
48.	Murmastienes	105.4	5	-	100	-
49.	Pieslaista	103.2	2.5	-	100	-
50.	Priekulānu	96.1	13.2	10	6	70
51.	Pulksteņezers	11.0	4	70	1	12
52.	Raipals	168.4	6.1	30	14	30
53.	Raiskums	54.3	17.8	20	7	65
54.	Ratnieku	111.8	5.3	20	45	16
55.	Rāzna	163.5	234.3	21	6	33
56.	Riebezers	37.7	102	15	9	60
57.	Riebiņu	51.7	2.5	40	-	20
58.	Rušons	149.3	266	40	12	28
59.	Sapņu	113.6	3.4	78*	10*	12*

60.	Sasmakas	36.0	49.5	44	4	30
61.	Seķītis	2.5	1.2	35	7	62
62.	Siksalas	109.9	0.6	-	100	-
63.	Sildu	104.0	-	10	75	15
64.	Sīvers	159.6	68	20	10	50
65.	Sudalu	107.0	99.2	30	3	40
66.	Sudrabezers	5.5	1.2	24	76	-
67.	Sventes	138.3	22	12	2	30
68.	Tauns	194.8	31.5	14	2	40
69.	Tolkājas	111.4	0.6	-	100	-
70.	Ummis	3.5	0.9	80	2	-
71.	Unguru	69.0	13.8	75*	< 1*	25*
72.	Usma	20.6	400.1	60	10	15
73.	Ušuru	113.4	15.5	25	28	25
74.	Vējgrants	109	1.0	-	100	-
75.	Viesītes	96.1	50	48	3	25
76.	Zebrus	86.5	19.0	31	6	30

\* ezeru pamatbaseinos

#### 4.3. EZERU MORFOMETRISKAIS UN HIDROLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS

Ūdenstilpju raksturošanai no esošā morfometrisko pazīmju klāsta tika izvēlētas sekojošas pazīmes: ezera platība, ezeru vidējais un maksimālais dziļums, nosacītās ūdens apmaiņa, specifiskais baseins (sateces baseina attiecība pret ezera platību) un krasta līnijas garums (4. tabula). Pētījumi rāda, ka tieši šīs pazīmes lielā mērā nosaka ezeru bioloģiskās, hidroķīmiskās īpatnības (NORDFORSK, 1980; Сорокин, 1983; Китаев, 1984; Лиена и др., 1986).

4. tabula. Apsekoto ezeru morfometriskie un hidroloģiskie parametri

N°	Ezers	Ezera platība, km <sup>2</sup>	Krasta līn. garums, km	Max dziļums, m	Vidējais dziļums, m	Nosacītā ūd. apmaiņa, gadi	Sateces baseins ----- Ezera platība
1.	Aijažu	3.10	7.5	1.8	1.1	2.12	4.1 : 1
2.	Alaukstis	7.76	14.0	7.0	3.0	0.31	2.2: 1
3.	Alūksnes	15.60	18.5	15.2	7.1	0.07	1.8: 1

4.	Āraišu	0.32	3.4	12.2	4.0	3.20	40.6: 1
5.	Auciema	0.41	3.0	2.7	1.9	3.72	10.5 : 1
6.	Aulejas	1.90	7.8	4.3	2.7	2.66	17.3: 1
7.	Auziņu	0.58	4.2	14.0	4.4	7.19	120: 1
8.	Babītes	25.56	36.4	1.7	0.9	2.32	9.5: 1
9.	Breķis	0.13	1.6	3.9	2	-	-
10.	Bušnieku	3.30	7.6	2.8	1	6.33	23.6 : 1
11.	Burtnieks	38.37	33.0	3.3	2.2	7.96	57.9 : 1
12.	Cieceres	2.90	1.4	22.4	10.1	0.97	42.4 : 1
13.	Cirišu	6.30	29.5	10.5	5.0	2.95	57.9 : 1
14.	Cirmas	12.61	14.7	8.5	3.0	0.28	4.2:1
15.	Dagdas	4.98	23.0	19.2	5.2	1.22	35.4: 1
16.	Dreimanis	0.49	4.3	9.7	7.0	0.21	2.4: 1
17.	Drīdzis	7.58	41.4	65.1	12.7	0.16	8.2: 1
18.	Dubuļkas	0.28	3.9	23.0	8.0	1.05	38.6:1
19.	Durbe	6.01	14.2	3.8	1.8	3.71	20.8 : 1
20.	Dzirnezers	1.73	2.2	4.5	1.9	0.57	3.9:1
21.	Engure	41.30	50.0	2.1	0.4	7.20	15.6:1
22.	Čortoks	0.02	1.7	18.0	8.0	2.54	68.4 : 1
23.	Ežezers	9.88	39.5	21.0	6.4	0.45	12.1 : 1
24.	Garais	0.18	5.2	2.0	1.0	10.00	27.8 : 1
25.	Ķīšezers	17.3	42.8	4.2	3.0	9.95	109.8: 1
26.	Ilzas-Geraņ.	3.49	24	46.0	11.9	0.34	19.6: 1
27.	Inesis	5.10	15.8	4.9	2.8	2.06	9.6:1
28.	Islienas	0.10	1.5	2.0	1.0	1.89	6.0: 1
29.	Jugla	5.70	17.6	5.0	1.7	39.60	300: 1
30.	Kadagas	0.25	2.8	1.5	0.7	5.80	12.6:1
31.	Kalvenes	0.26	3.0	7.0	4.0	0.43	3.8: 1
32.	Kamparezers	0.04	1.3	11.3	5.5	1.27	20:1

33.	Klāņu	0.67	3.5	2.0	0.8	0.44	1.2:1
34.	Klaucānu	0.21	2.5	4.8	2.0	2.57	14.3 : 1
35.	Kurtavas	0.74	3.3	1.2	0.8	2.64	4.9: 1
36.	L.Baltiņu	0.10	1.9	28.0	9.0	4.48	160:1
37.	Lādes	2.46	9.0	8.0	5.0	1.08	10.2: 1
38.	Laukezers	0.52	3.0	20.0	9.0	0.08	1.9:1
39.	Liepāja	37.15	44.6	3.0	1.5	19.10	69.4 : 1
40.	Lisiņš	0.33	2.2	3.0	1.0	1.27	6.1 : 1
41.	Lubāns	80.70	43.0	1.0	0.7	4.34	34.4: 1
42.	Ludzas	2.80	7.2	11.0	4.0	0.75	11 :1
43.	M.Baltezers	1.98	7.9	4.6	10.0	0.30	1.8:1
44.	M.Baltiņš	0.03	1.8	32.0	11.0	0.46	17.3:1
45.	M.Plencis	0.01	1.6	5.0	2.2	0.81	88.6 : 1
46.	Mazuikas	0.19	2.1	5.8	3.2	1.22	10: 1
47.	Mord.-Kāņu	0.78	3.6	7.0	3.1	3.77	37.9 : 1
48.	Murmastienes	0.29	2.1	1.5	1.0	7.00	17.2: 1
49.	Pieslaista	0.54	2.7	3.5	1.3	0.12	4.6:1
50.	Priekulānu	0.22	2.0	3.0	1.0	60.00	250:1
51.	Pulksteņezers	0.04	2.1	4.3	2.0	17.60	105.3: 1
52.	Raipals	0.36	4.2	40.0	13.0	0.47	22.2:1
53.	Raiskums	0.78	5.5	10.6	5.0	2.13	22.8:1
54.	Ratnieku	0.44	4.1	2.5	1.0	5.19	12.1 : 1
55.	Rāzna	56.22	43.5	17.0	8.7	0.12	4.2: 1
56.	Riebezers	0.32	6.9	11.0	5.2	24.34	318.8 : 1
57.	Riebiņu	0.71	1.72	4.4	2.3	0.84	3.5: 1
58.	Rušons	23.76	42	29.9	2.9	0.76	11.2:1
59.	Sapņu	0.02	1.1	7.2	4.0	6.24	65:1
60.	Sasmakas	2.37	16.4	7.4	3.8	19.46	208.9 : 1
61.	Sekītis	0.01	1.3	6.0	2.3	14.10	120:1

62.	Siksalas	0.14	1.4	7.5	5.2	0.38	4.3: 1
63.	Sildu	0.07	1.2	2.7	1.4	-	-
64.	Sīvers	17.59	53.2	24.5	6.3	0.16	3.9:1
65.	Sudalu	1.82	11.8	10.2	3.6	4.01	54.5:1
66.	Sudrabezers	0.31	2.9	9.8	4.1	0.28	3.9: 1
67.	Sventes	7.37	21.8	25.0	8.0	0.07	3:1
68.	Tauns	0.72	3.8	2.5	1.3	26.25	62.5 : 1
69.	Tolkājas	0.14	1.95	7.5	5.2	0.38	4.3:1
70.	Ummis	0.25	2.5	6.0	4.5	0.46	9.7: 1
71.	Unguru	3.90	11.3	12.0	5.5	0.29	3.5: 1
72.	Usma	38.92	73.6	27.0	5.4	0.56	10.3: 1
73.	Ušuru	1.60	7.3	40.0	6.6	0.17	9.7 : 1
74.	Vējgrants	0.12	1.5	6.0	3.0	1.08	9.7: 1
75.	Viesītes	2.32	15.2	19.0	8.0	0.70	25.3 : 1
76.	Zebrus	4.43	9.7	2.0	1.0	1.71	5.4: 1

Kā viena no pirmajām ezeru raksturotājpazīmēm ir ezera platība. Ezera platība ir būtisks rādītājs īpaši vidējo un mazo ezeru (ezeri, kuru platība < 10 km<sup>2</sup>) vidū, jo šos ezerus raksturo mazāka noturība pret ārējās vides apstākļu iedarbību (Melluma et al., 1992). Ezera platība ir arī viens no lielumiem, kas ietekmē pieplūstošo vielu telpisko sadalījumu. Lielāko daļa apsekoto ezeru pieskaitāmi mazo ezeru grupai (ezera platība mazāka par 1.0 km<sup>2</sup>) un to kopējais skaits ir 40 (5. tabula). Tajā pat laikā mazo ezeru aizņemtā platība ir tikai 12.1 km<sup>2</sup> jeb 2 % no kopējās pētīto ezeru platības. No Latvijā esošajiem 15 ezeriem, kuru platība ir > 10 km<sup>2</sup> (lielie ezeri) darba izstrādes laikā apsekoti divpadsmit (Alūksnes, Babītes, Liepājas, Burtnieka, Engures, Usmas, Rāznas, Kīšezers, Rušona, Ežezers, Cirma un Sīvera ezeri) ezeri un to aizņemtā kopplatība ir 405.8 km<sup>2</sup> jeb 78 % no izvēlēto ezeru platības. Vidēji lielo ezeru grupā (< 10 - 1.0 km<sup>2</sup>) ietilpst 24 ezeri un to aizņemtā kopplatība ir 100.4 km<sup>2</sup>.

5. tabula. Ezeru sadalījums pēc to aizņemtās platības

	Apsekoto ezeru platība						
	lielie ezeri	vidējie ezeri			mazie ezeri		
	> 10.0 km <sup>2</sup>	5.0 - 10 km <sup>2</sup>	2.5 - 5 km <sup>2</sup>	1.0-2.5 km <sup>2</sup>	0.5-1 km <sup>2</sup>	0.5 - 0.25 km <sup>2</sup>	<0.25 km <sup>2</sup>
Skaits	12	8	8	8	10	12	18
Ezeru kopējā platība, km <sup>2</sup>	405.8	55.7	28.9	15.84	6.53	3.82	1.77

% no platības	78	11	6	3	1	0.7	0.3
% no skaita	16	10	11	10	13	16	24

Viens no ezeru produktivitātes ietekmējošiem lielumiem ir dziļums. Apsekoto ezeru vidējie dziļumi mainās ievērojami no 0.4 m līdz 13 m. Līdz ar to ezerus pēc to vidējiem dziļumiem var sadalīt sekojošās klasēs (6. tabula):

- 1) dziļie ezeri, kuru vidējais dziļums > 9 m;
- 2) vidēji dziļo ezeru grupa, kur vidējais dziļums no 9-5 m;
- 3) nedziļo ezeru grupa. To vidējais dziļums ir 5-2 m;
- 4) sekļie ezeri, kuru vidējais dziļums ir mazāks par 2 m.

6. tabula. Ezeru sadalījums klasēs pēc to vidējiem dziļumiem (Китаев, 1984)

Ezeru vidējais dziļums	Ezeri
>9m	Cieceres, Drīdzis, Ilzas-Geraņimovas, L.Baltiņš, M.Baltiņš, Laukezers, Raipals
9-5m	Alūksnes, Cīrīšu, Dagdas, Dreimanis, Dubuļkas, Čortoks, Ežezers, Kamparezers, Lādes, Rāzna, Raiskums, Riebezers, Siksalas, Sīvers, Sventes, Tolkājas, Unguru, Ušuru, Usma, Viesītes
5-2m	Alauksts, Āraišu, Aulejas, Auziņu, Breķis, Burtnieks, Cirma, Inesis, Ķīšezers, Kalvenes, Klaucānu, Ludzas, M. Plencis, M.Baltezers, Mazuikas, Mordangas-Kāņu, Pulksteņezers, Riebiņu, Rušons, Sasmakas, Sapņu, Sekītis, Sudalu, Sudrabezers, Ummis, Vējgrants
<2m	Aijažu, Auciema, Babītes, Bušnieks, Durbes, Dzirnezers, Engures, Garais, Islienais, Jugla, Kadagas, Kurtavas, Klāņu, Liepājas, Lisiņš, Lubāns, Murmastienes, Pieslaista, Priekulānu, Ratnieku, Sildu, Tauns, Zebrus

Ezeri, kuru vidējais dziļums pārsniedz 9 m izvietojusies galvenokārt augstienēs (Alūksnes, Latgales un Austrumkursas). Ģenētiski tie ezeri ir glaciālas izcelsmes subglaciālo iegultņu ezeri. Procentuāli vislielākā ir nedziļo un seklo ezeru grupa, attiecīgi 34 % un 30 % no apsekoto ezeru kopējā skaita. Šo ūdenstilpju izvietojums ir saistīts ar starppauguru ieplakām, ielejveida pazeminājumiem, ieplakām vai arī ar to atrašanos Piejūras zemienē.

Ezeru morfometrisko parametru analīzē nozīmīgi ir noteci raksturojošie lielumi. Tā, piemēram, Bogoslovskis (Богословский, 1970) noteces raksturošanai iesaka izmantot lielumu, pēc kura var spriest par noteces raksturu. Skaitliski to aprēķina kā attiecību starp gada vidējo nokrišņu daudzumu un daudzgadīgo noteces moduli:

$$\delta F = O / 0.0315 \cdot M_o, \quad \text{kur}$$

O - atmosfēras nokrišņi, m  
M<sub>o</sub> - noteces modulis, l/sek/km<sup>2</sup>  
0.315- koeficients.

Kā parādīja izskaitļotās vērtības, lielākā daļa pētīto ezeru pieskaitāma grupai, kur nozīmīga ir pietece no sateces baseina (aprēķinātais lielums > 2). Nelielai daļai ezeru (piemēram, Auciema,



Dzirnezers, Garais, Raipals, Ratnieku, Dubuļkas) pietece no sateces baseina ir līdzvērtīga atmosfēras nokrišņu daudzumam (~ 2). Savukārt Dreimaņu, Islienā, L.Baltiņu, Laukezeram, Ummim, un Sapņu ezeriem šīs aprēķinātās vērtības ir ļoti mazas (0.1 - 0.3) un tas parāda atmosfēras nokrišņu ietekmi uz noteces veidošanos. No otras puses šis teorētiski aprēķinātais lielums parāda, ka lielākajai daļai apsekoto ezeru ūdens ķīmisko rādītāju izmaiņas lielā mērā varētu būt saistītas ar saimniecisko darbību ūdenstilpju sateces baseinos.

Rādītājs, kas daļēji raksturo sateces baseina ietekmi uz ūdenstilpi ir specifiskais baseins (Leinerte, 1988). Tas ir lielums, kas rāda cik reizes ūdenstilpes sateces baseina platība pārsniedz ezera platību jeb cik daudz km<sup>2</sup> baseina atbilst 1 km<sup>2</sup> ezera spoguļvirsmas.

Ezerus pēc specifiskā baseina lieluma (7. tabula), ņemot vērā sateces baseina ietekmes uz ūdenstilpi, var iedalīt vairākās grupās, (Сизов, 1959):

- 1) ezeri ar ļoti lielu specifisko baseinu, > 100 km<sup>2</sup> uz 1 km<sup>2</sup>
- 2) ezeri ar lielu specifisko baseinu 100 - 50.
- 3) ezeri ar vidēju specifiskā baseina rādītāju (50 - 10).
- 4) ezeri ar mazu specifiskā baseina ietekmi (< 10)

7. tabula. Apsekoto ezeru sadalījums pēc to specifiskā baseina lieluma

Sateces baseina un ezera platības attiecība	Ezeri
>100	Auziņu, Ķīšezers, Juglas, Priekulānu, Pulksteņezers, Riebezers, Sasmakas, Seķītis
100-50	Burtnieks, Cīrīšu, Čortoks, Liepājas, M. Plencis, Sapņu, Sudalu, Tauns
50-10	Auciema, Aulejas, Āraišu, Bušnieku, Cieceres, Dagdas, Dubuļkas, Durbes, Engures, Ežezers, Garais, Ilzas-Geraņimovas, Kadagas, Kamparezers, Klaukānu, Lādes, Lubāns, Ludzas, M. Baltiņš, Mazuikas, Mordangas-Kāņu, Murmastienes, Raipals, Raiskums, Ratnieku, Rušons, Sudalu, Usma, Viesītes
<10	Aijažu, Alauksts, Alūksnes, Babītes, Cirma, Dreimaņu, Drīdzis, Dzirnezers, Inesis, Islienā, Kalvenes, Klāņu, Kurtavas, L. Baltiņš, Laukezers, Lisiņš, M.Baltezers, Mazuikas, Pieslaista, Rāznas, Riebiņu, Siksālas, Sīvers, Sudrabezers, Sventes, Ummis, Unguru, Ušuru, Vējgrants, Zebrus

Kā rāda iegūtie rezultāti, skaitliski vislielāko grupu veido ezeri, ko raksturo zemāka aprēķinātās attiecības vērtība (< 50). Izvērtējot ezeru sadalījumu ir redzams, ka šīnī grupā atrodas purva ezeri, kā arī ezeri ar salīdzinoši lieliem vidējā un maksimālā dziļuma rādītājiem.

Kā nākošais ezeru raksturojošais lielums ir nosacītā ūdens apmaiņa. Ūdens apmaiņa, var ievērojami ietekmēt ezeru attīstību, kā arī noteikt ķīmisko un bioloģisko procesu norises īpatnības. Tā ir pazīme, pēc kuras var daļēji spriest par vielu apriti ezeros. Augsts ūdens apmaiņas rādītājs, no vienas puses ir saistīts ar allohtono procesu ietekmi, kas nosaka ievērojamu biogēno elementu pieplūdi. Bet no otras puses, nosaka arī lielu šo vielu noteci no ezera. Konstatēts, ka pie vienādi augstiem ūdens apmaiņas rādītājiem biogēno elementu notece būs atkarīga no katra ezera

morfometriskajiem rādītājiem (Алябина, 1983). Līdz ar to var uzskatīt, ka ūdens masu nomaiņas ātrumu ūdenstilpēs ietekmē ezerdobes ģenēze, konfigurācija, pieteku izvietojums, reljefs, kā arī klimatisko apstākļu maiņa.

Skaitliski šo rādītāju aprēķina pēc noteces moduļa un tilpuma attiecības. Noteces modulis ir ūdens daudzums, kas sekundē iztek no sateces baseina 1 km<sup>2</sup>.

Pētīto ezeru vidū ir vērojama diezgan liela diferenciācija attiecībā pret nosacītās ūdens apmaiņas rādītāju. Ir iespējams izdalīt vairākas grupas (8. tab.):

- a) ezeri ar ļoti lielu nosacīto ūdens apmaiņu,  $> 20$ ;
- b) ezeri ar lielu nosacīto ūdens apmaiņu, 20-6 reizes gadā;
- c) ezeri ar vidēju nosacīto ūdens apmaiņu - 6-2 reizes gadā;
- d) mazs nosacītās ūdens apmaiņas rādītājs; 2-1 reizes gadā;
- e) ezeri ar ļoti mazu nosacītās ūdens apmaiņas rādītāju,  $< 1$  reizi gadā.

8. tabula. Apsekoto ezeru sadalījums pēc nosacītās ūdens apmaiņas

Nosacītā ūdens apmaiņa, gadi	Ezeri
>20	Juglas, Priekulānu, Riebezers, Jauns,
20-6	Auziņu, Bušnieku, Burtnieks, Engure, Ķīšezers, Liepājas, Murmastienes, Pulksteņezers, Sapņu, Sasmakas, Sekītis,
6-2	Aijažu, Āraišu, Auciema, Aulejas, Babītes, Cīrīšu, Durbes, Čortoks, Garais, Inesis, Kadagas, Klaucānu, Kurtavas, L. Baltiņš, Lubāns, Mordangas-Kāņu, Raiskums, Ratnieks, Sudalu,
2-1	Dagdas, Dubuļkas, Islienā, Kamparezers, Lādes, Lisiņš, Mazuikas, Vējgrants, Zebrus
<1	Alauksts, Alūksnes, Cieceres, Cirmas, Dreimanis, Drīdzis, Dzirnezers, Ežezers, Ilzas-Geraņimovas, Kalvenes, Klāņu, Laukezers, Ludzas, M.Baltezers, M. Baltiņš, M. Plencis, Pieslaista, Raipals, Rāzna, Riebiņu, Rušons, Siksāls, Sīvers, Sudrabezers, Sventes, Tolkājas, Ummis, Unguru, Usmas, Ušuru, Viesītes

#### 4.4. EZERU HIDROKĪMISKAIS RAKSTUROJUMS

Teritorijas atrašanās mērenās klimatiskās joslas zonā, kas raksturojas ar palielinātu mitruma daudzumu, podzolēto augšņu sastopamību veicina hidrokarbonātisku ūdeņu veidošanos ar vidēju un zemu mineralizācijas pakāpi. Tajā pat laikā teritorijas ģeomorfoloģiskā uzbūve, kā arī pašas ūdenstilpes . morfometrija ir noteikusi hidroķīmiskas atšķirības pētīto ezeru starpā. Neapšaubāmi, ka ķīmiskā sastāva veidošanā, īpaši organisko vielu pieplūdē, nozīmīga ir teritorijas apsaimniekošanas pakāpe, ko raksturo zemes lietojuma veids ūdenstilpiju sateces baseinos.

9. tabula. Apsekoto ezeru morfometrisko un hidroķīmisko ingredientu korelogramma

[illegible]

Amonija joni, mg/l	-0.13 (67) p=0.264	-0.09 (67) p=0.424											
Fosfāti, mg/l	-0.01 (73) p=0.929	-0.19 (73) p=0.817	0.49 (67) p=0.00										
Krāsa, PtCo	0.11 (71) p=0.351	0.12 (71) p=0.299	0.54 (59) p=0.09	0.11 (70) p=0.375									
Kop. Ciet., mg ekv./l	0.34 (62) p=0.07	0.35 (62) p=0.006	-0.33 (59) p=0.09	0.05 (62) p=0.680	-0.25 (61) p=0.51								
EVS, $\mu\text{S/cm}$	0.21 (69) p=0.072	0.48 (69) p=0.000	-0.18 (67) p=0.129	0.07 (69) p=0.575	-0.17 (69) p=0.163	0.75 (62) p=0.000							
Augstums v.j.l., m	-0.05 (75) p=0.678	-0.26 (75) p=0.22	0.04 (66) p=0.721	-0.03 (72) p=0.804	-0.089 (70) p=0.942	0.04 (61) p=0.771	-0.22 (68) p=0.771						
Sat. bas./ez.plat.	-0.05 (76) p=0.657	0.29 (76) p=0.010	-0.05 (67) p=0.638	0.02 (73) p=0.852	-0.05 (71) p=0.697	0.19 (62) p=0.142	0.27 (69) p=0.025	-0.24 (75) p=0.034					
Max dziļums, m	0.002 (76) p=0.998	-0.16 (76) p=0.166	-0.22 (67) p=0.071	-0.10 (73) p=0.389	-0.25 (71) p=0.32	0.17 (62) p=0.189	0.01 (69) p=0.918	0.46 (75) p=0.000	-0.12 (76) p=0.306				
Vidējais dziļums, m	-0.07 (76) p=0.519	-0.20 (76) p=0.080	-0.30 (67) p=0.013	-0.11 (73) p=0.346	-0.37 (71) p=0.002	0.18 (62) p=0.171	-0.18 (69) p=0.885	0.46 (75) p=0.000	-0.11 (76) p=0.347	0.86 (76) p=0.000			
Ez.tilpums $10^6\text{m}^3$	0.72 (76) p=0.000	0.26 (76) p=0.022	-0.15 (67) p=0.213	-0.11 (73) p=0.347	-0.01 (71) p=0.900	0.31 (62) p=0.014	0.10 (69) p=0.425	0.20 (75) p=0.084	-0.11 (76) p=0.332	0.29 (76) p=0.010	0.27 (76) p=0.017		
Nos.ū.d. apm., gadi	-0.01 (74) p=0.895	0.29 (74) p=0.012	0.03 (65) p=0.811	0.01 (71) p=0.940	0.002 (69) p=0.999	0.10 (60) p=0.425	0.16 (67) p=0.203	-0.22 (73) p=0.063	0.83 (74) p=0.000	0.25 (74) p=0.028	-0.31 (74) p=0.008	-0.13 (74) p=0.271	
Caurredzamība, m	0.06 (6) p=0.631	-0.09 (62) p=0.492	-0.33 (57) p=0.010	-0.08 (62) p=0.547	-0.44 (60) p=0.000	0.14 (52) p=0.331	-0.04 (59) p=0.762	0.04 (61) p=0.758	-0.09 (62) p=0.502	0.27 (62) p=0.032	0.42 (62) p=0.001	0.13 (62) p=0.323	-0.22 (60) p=0.093

Ūdeņu ķīmiskā sastāva veidošanos lielākajai daļai Latgales augstienes ezeru (piemēram, Rāzna, Dagdas, Cirma ezeros) nosaka labi izskalotais augsnes slānis ūdenstilpju sateces baseinos (Пеп, 1962). Šo ezeru ūdeņu mineralizācijas pakāpi daļēji nosaka kaļķakmeņu, dolomītu, merģeļu un citu nogulumiežu izskalošanās process. Tādēļ šajos ezeros mineralizācija parasti ir vidēja (200 - 300 mg/l) vai arī nedaudz zemāka par vidējo (170 - 200 mg/l) un dominējošie ir hidroģēnkarbonātu, kalcija, magnija (divas reizes mazāk par kalcija joniem) joni Hlorīdu, nātrija un kālija jonu saturs parasti nav noteicošais.

Kurzemes augstieņu ezeriem mineralizācijas pakāpe visbiežāk nav zemāka par 250 mg/l. Smilšainās un mālainās augsnes šajās augstienēs ir daudz mazāk izskalotas un virszemes ūdeņi, salīdzinot ar pārējo reģionu ūdeņiem, ir vairāk mineralizēti (Пеп, 1966).

Arī ūdenstilpju morfometriskie rādītāji būtiski iespaido ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas (9. tabula). Tā, piemēram, pēc platības un ūdens masas apjoma lielos ezeros un beznoteces vai arī ezeros ar mazu noteci mineralizācijas pakāpe parasti ir zemāka, salīdzinot ar vidējiem un maziem ezeriem pat viena ģeomorfoloģiskā rajona robežās (piemēram, Tauns, Inesis un Alauksta ezeri; Rušona un Ilzas-Geraņimovas ezeri). Domājams, ka lielie ezeri ilgāk notur mazmineralizētos palu perioda ūdeņus.

ZR Vidzemes pacēluma ezeri (Riebezers, Riebiņu, Aijažu, Burtnieks, Auziņu, Unguru) raksturojas ar vidēju un zemu mineralizācijas pakāpi (100 - 250 mg/l). Galvenais iemesls pazeminātai mineralizācijai varētu būt salīdzinoši lielais purvu īpatsvars. Pastāv zināma sakarība starp ezeru morfometriskajiem rādītājiem, reģionālo novietojumu un organisko vielu saturu. Piemēram, oksidējamība un krāsainība vairums gadījumos ir zemāka augstienēs izvietotajos ezeros, tieši lielos un dziļos ezeros (piemēram, Drīdzis, Rāzna, Cirma) salīdzinot ar vidējiem un maziem ezeriem.

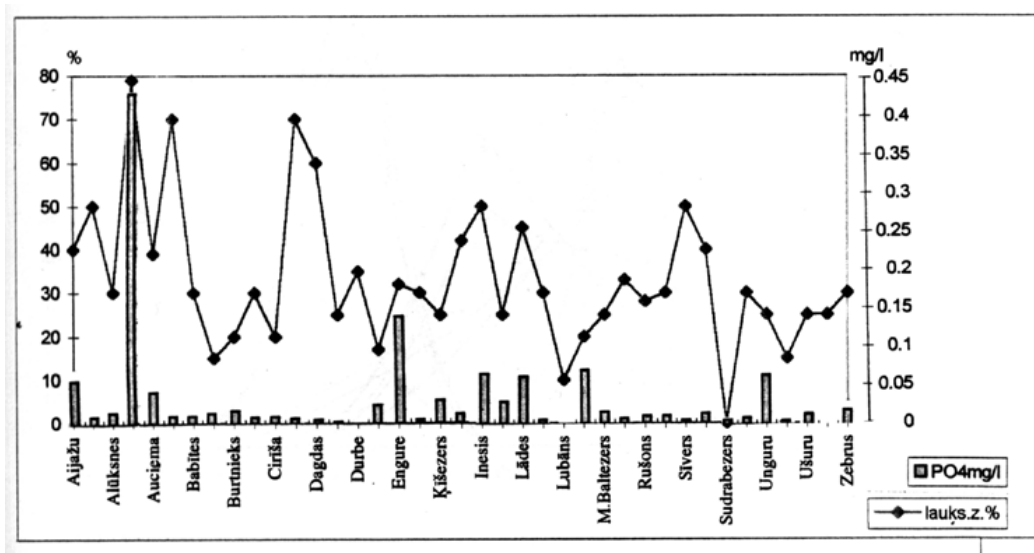
pH reakcija visos iepriekš minētajos ezeros parasti ir tuvu neitrālai (pH 7.5 - 8.5) vai neitrāla (pH 7 - 7.3). Ūdeņu paskābināšanās apsektajos ezeros nav novērota. Lielākā daļa pētīto ezeru ir sekli (vidējais dziļums 3 - 5 m) un to ūdeņos apsekojuma laikā nav novērots temperatūras gradients.

Termiskā stratifikācija parasti raksturīga dziļiem ezeriem (vidējais dziļums > 10 m) un pie procentuāli augsta organisko vielu satura nogulumos, kā arī ziemas periodā pie ilglaicīgiem zemledus apstākļiem vērojams skābekļa deficīts piegrunts slānī.

Pilnīgi citi apstākļi ūdens ķīmiskā sastāva veidošanā novērojami purva ezeros (Teicu purva rezervāts, Krustkalnu rezervāts). Šiem purva ezeriem raksturīga zema mineralizācijas pakāpe (< 100 mg/l) un skāba pH reakcija (pH 3 - 5), ko nosaka humusvielu klātbūtne. Hidrogēnkarbonātu un kalcija jonu sastāvs ir ļoti niecīgs vai arī ūdeņos to praktiski nav. Pamatā šie ūdeņi ir skābi un pieskaitāmi sulfātu klasei. Humusvielu pieplūde no baseina paaugstina organisko vielu daudzumu, oksidējamība šajos ezeros vienmēr ir augstāka par 50 mg/l un krāsainība ir 100 - 200° robežās.

Hidroķīmiskais režīms piekrastes lagūnu tipa ezeriem ir atkarīgs no hidroloģiskās fāzes (uzplūdu esamības vai neesamības) rakstura. Parasti šo ezeru ķīmiskais sastāvs ir līdzīgs upju ūdeņu ķīmiskajam sastāvam, kas savieno šos ezerus ar Rīgas līci. Uzplūdu periodā mineralizācija palielinās apmēram 2 - 3 reizes, jo palielināta ir hlorīdu, nātrija, sulfātu jonu pieplūde un vērojamas arī pH izmaiņas sārmāinības virzienā (līdz pH 8.8).

Biogēno elementu saturam un dinamikai nav būtiskas reģionālas atšķirības. Atšķirības dažādu ūdenstilpju starpā pamatā ir saistītas ar biogēno elementu sezonalitāti, ko nosaka bioloģisko procesu raksturs un katras ūdenstilpes antropogēnās darbības intensitāti (5. zīm.)



5. zīm. Minerālā fosfora satura izmaiņas atkarībā no lauksaimniecisko zemju īpatsvara ezeru sateces baseinā

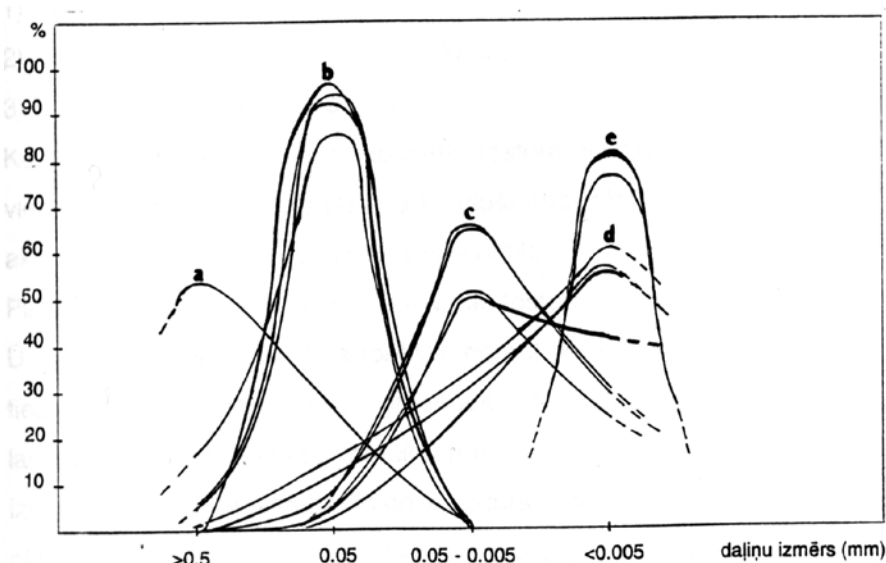
Jāatzīmē, ka dažādu morfometrisko un hidroķīmisko lielumu saistība ir ievērojami atkarīga no ūdenstilpes vidējā, kā arī maksimālā dziļuma. Tā, piemēram, ezeriem, kuru platība ir lielāka par 1 km<sup>2</sup>, līdz ar vidējā un maksimālā dziļuma palielināšanos, ir vērojama tendence fosfātu joniem ezeru ūdeņos samazināties ( $r_{\text{vid.dz.}} = -0.39$ ;  $r_{\text{max.dz.}} = -0.37$ ).

Kopumā Latvijas ezeru ūdeņus raksturo visai atšķirīga mineralizācijas un organisko vielu saturs to ūdeņos (atkarīgs no dabiskiem procesiem sateces baseinā) un mainīgu biogēno elementu saturs, kas atkarīgs no zemes izmantošanas rakstura sateces baseinā un antropogēnā piesārņojuma avotiem. No otras puses, ūdeņiem ir augsts vielu saturs (karbonāti, humusvielas, suspendētās vielas), kas spēj intensīvi mijiedarboties ar antropogēnās izcelsmes vielām un sārmaina - neitrāla vides reakcija, kas pazemina metālu kustību.

#### 4.5. EZERU NOGULUMU GRANULOMETRISKAIS SASTĀVS

Ģenētiski un pēc trofijas pakāpes atšķirīgiem ezeriem izvēles kārtā tika veikta nogulumu granulometriskā sastāva analīze LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes

Kvartāra vides laboratorijā (L.Kalniņa). Paraugu analīze veikta izmantojot kombinēto sietu un pipetes metodi. Kā rāda iegūtie rezultāti, šie ezeri reprezentē dažādu nogulumu granulometriskā sastāva spektru (6. zīm.).



6. zīm. Izvēlētu apsekoto ezeru nogulumu granulometriskais sastāvs.

Pēc empīriskā sadalījuma līknēm redzam, ka ezeru nogulumi pēc to granulometriskā sastāva veido šādas grupas (6. zīm.):

- a) ezeri, kuros rupjgraudainā frakcija ( $> 0.50$  mm) veido 52.2 %- Cirmas ezers;
- b) ezeri, kuros dominē smilšaini (pamatfrakcija  $> 0.05$  mm, 84.9 - 98 %) nogulumi - Engure, Alauksts, Baltezers, Riebezers;
- c) ezeri, kuros dominē aleirītiski (0.05 - 0.005 mm, 51.5 - 65.9 %) nogulumi - Usmas, Babītes, Sasmakas, Āraišu;
- d) ezeri, kuros dominē mālaini (pamatfrakcija  $< 0.005$  mm, 61.9 - 54.8 %) nogulumi - Alūksnes, Ilzas-Geraņimovas, Dagdas;
- e) ezeri ar augstu (82 - 75 %) organisko vielu saturu - piemēram, Čortoks, Tauns (Vides kvalitātes monitoringa laboratorijas dati).

Tas ļauj secināt, ka fosfora un smago metālu akumulācijas rakstura izpēte veikta ūdenstilpēs ar atšķirīgu nogulumu sastāvu, kas reprezentē Latvijas ezeriem tipisku nogulumu granulometriju.

#### 4.6. FOSFORA ATRAŠANĀS FORMU UN AKUMULĀCIJAS IZPĒTE LATVIJAS ŪDENSTILPJU ŪDEŅOS UN NOGULUMOS

##### 4.6.1. FOSFORA SATURA IZPĒTE LATVIJAS ŪDENSTILPJU ŪDEŅOS

Fosfora akumulācijas izpētes nepieciešamību ir noteikuši sekojoši faktori:

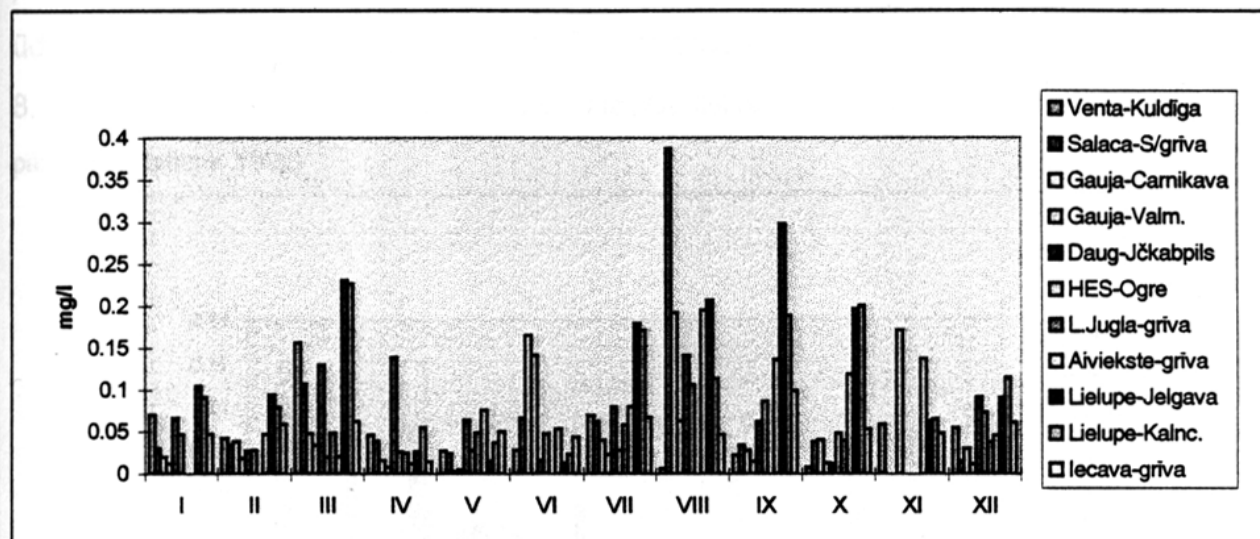
- 1) fosfora nozīme ūdensbaseinos noritošos bioloģiskajos un ķīmiskajos procesos;
- 2) fosfors kā biogēno elementu tipisks pārstāvis;
- 3) fosfora akumulācijas specifika.

Kā tas jau minēts literatūras apskatā, fosfora akumulācijas raksturs ūdenstilpēs ir viens no procesiem, kas literatūrā plaši analizēts. Tajā pat laikā Latvijā fosfora akumulācijas procesi nogulumos nav pētīti.

Pirmais faktoru kopums, kas ietekmē fosfora akumulāciju ir tā saturs ūdeņos. Ūdenstilpju ūdeņos esošais fosfors, ņemot vērā tā augsto bioloģisko pieejamību, tieši ietekmē bioloģiskos procesus. No otras puses, dažādu (fermas, lauksaimnieciskās zemes, notekūdeņu ieplūde u.c.) piesārņojošo

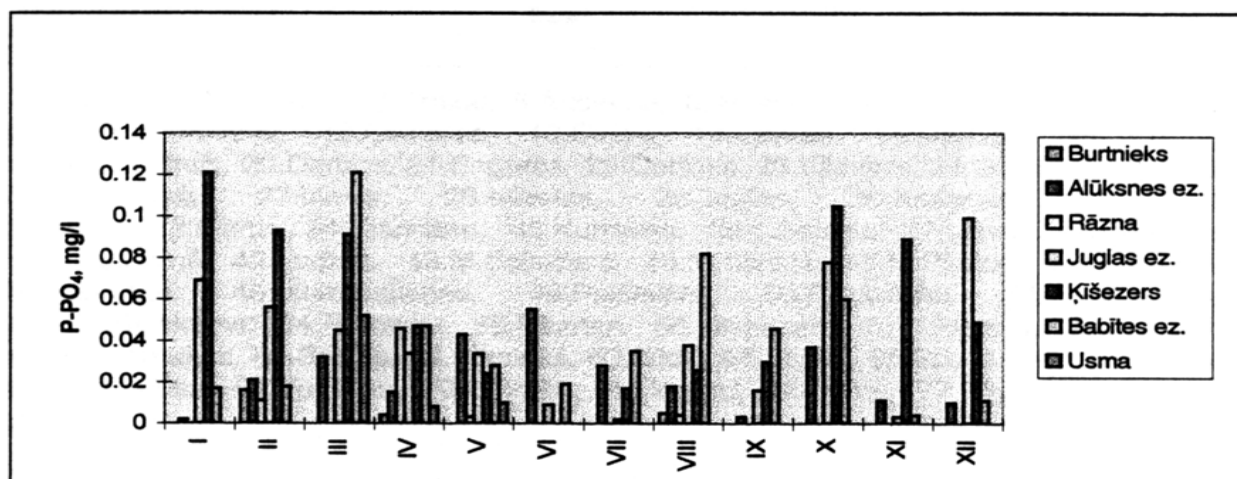
avotu ietekme, izpaužas kā paaugstināts fosfora saturs ūdeņos. Latvijas apstākļos galvenais cēlonis, kas noteicis paaugstinātu fosfora pieplūdi ir pilsētu un ciematu neattīrīto komunālo notekūdeņu ievadīšana virszemes ūdeņos, lauksaimniecības radītais punktveida un difūzais jeb izkliedētais piesārņojums no lielfermām, nekontrolēta un nepareiza minerālmēslu lietošana, kā arī piekrastes aizsardzības joslu neievērošana un tai atbilstošas apsaimniekošanas trūkums (Vides politikas plāns, 1995).

Kā parāda literatūras apskats, Latvijas apstākļos ir diezgan plaši veikti pētījumi, kas atspoguļo minerālā un arī kopējā fosfora satura izmaiņas iekšējos ūdeņos.



7. zīm. Minerālā fosfora sezonālas izmaiņas (pēc Hidrometeoroloģijas pārvaldes datiem, 1992).

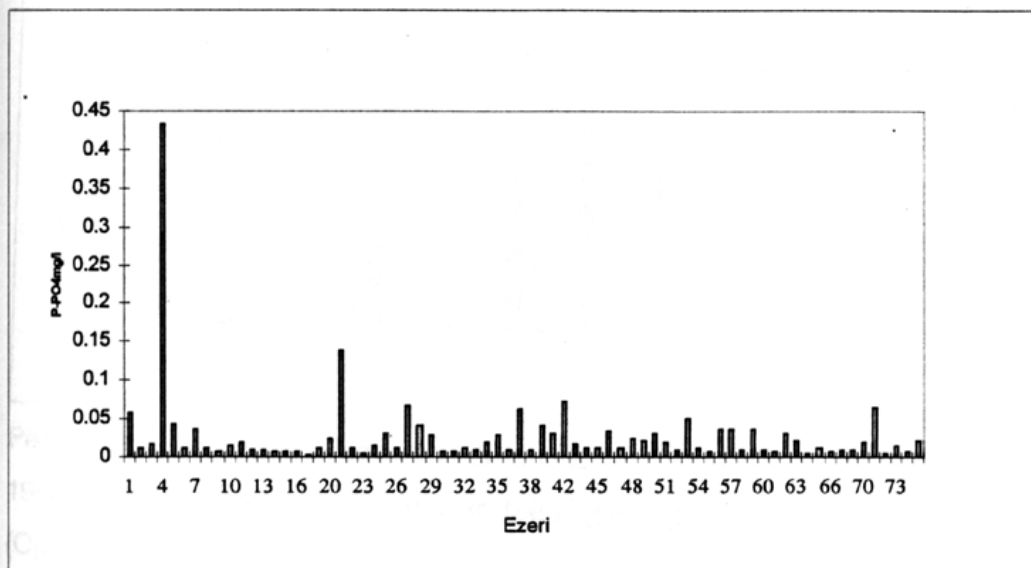
Kā redzams no 7. zīm., fosfora koncentrācijas sezonālās izmaiņas raksturo izteikts koncentrācijas pieaugums vasaras (VII,VIII), rudens (IX-X) un agrā pavasara (III) sezonā un koncentrācijas minimums pavasara (IV-VII) un ziemas (XII-II) sezonā. Minerālā fosfora augstākais saturs Latvijas upēs novērots Lielupē, lejpus Jelgavas (0.3-0.158 mg/l), Salacas grīvas rajonā (līdz pat 0.38 mg/l) un Aiviekstē (0.081 mg/l). Zemāks minerālā fosfora saturs konstatēts Gaujā augšpus Siguldas (maksimāli līdz 0.026 mg/l), Ventā, lejpus Kuldīgas un Iecavas grīvā. Šīs fosfora koncentrāciju sezonālās izmaiņas izskaidro bioloģisko procesu raksturs; akumulācija dzīvo organismu attīstības procesos, tad fosforam izdaloties dzīvajiem organismiem atmirstot un solubilizācijas procesā izdaloties no sedimentiem. Salīdzinot šos rezultātus ar minerālā fosfora saturu Svartas (Zviedrija) upes baseinā jāsecina, ka būtiskas atšķirības minerālā fosfora saturā nav vērojamas (Karlsson et al., 1990). Turpretim fosfātu koncentrācijas Nīderlandes upju baseinu ūdeņos, ko raksturo intensīva lauksaimniecība, ir ievērojami augstākas (0.55 - 0.84 mg/l) un atšķirības telpā un laikā ir noteikušas sateces baseina raksturs, kā arī konkrētās upes morfometriskie rādītāji (Dijkhuis, et al. 1992).



8. zīm. Minerālā fosfora sezonālās izmaiņas Latvijas lielākajos ezeros (pēc Hidrometeoroloģijas pārvaldes datiem, 1992).

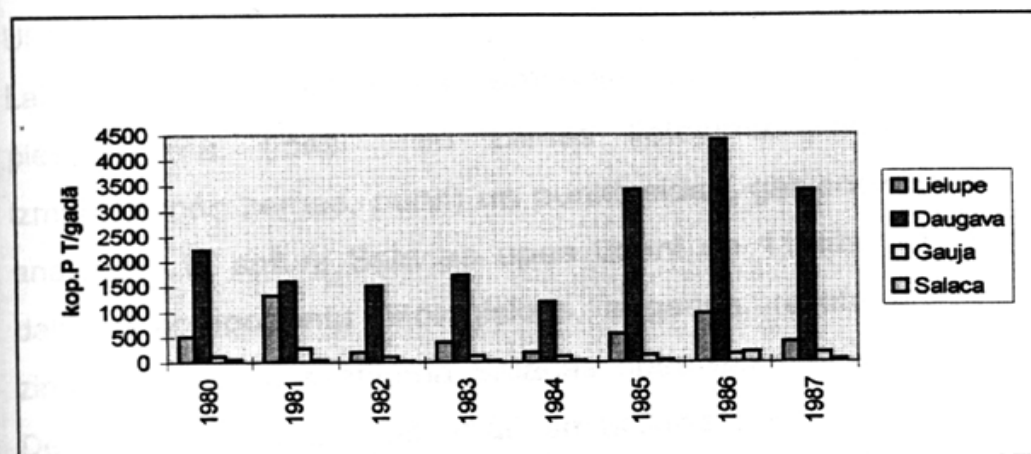
Kā redzams no 8. zīmējuma, kas raksturo Latvijas ezeru fosfora satura sezonālās izmaiņas, šīm koncentrācijām raksturīgs mazāks izmaiņu diapazons nekā tas ir novērots Latvijas upēs. Šīs atšķirības, acīmredzot ir izskaidrojamas ar tiešo piesārņojuma avotu ievērojami lielāku ietekmi uz fosfora koncentrācijas līmeni ūdenī, salīdzinot ar fosfora asimilēšanās intensitāti bioloģiskajos procesos.

9.zīm.. Minerālā fosfora saturs veģetācijas sezonā ( jūnijs-augusts 1992, 1993, 1994, 1995) pētīto ezeru ūdeņos.



Kā parāda apsekoto ezeru ūdens ķīmiskās analīzes rezultāti, ir vērojamas būtiskas atšķirības starp minerālā fosfora koncentrācijām ezeru ūdeņos (9. zīmējums). Fosfora koncentrāciju sezonālās izmaiņas, pirmkārt, ir saistītas ar fosfora iesaisti bioloģiskajos procesos un ūdeņu hidroloģisko (noteces) režīmu. Vienlaikus var atzīmēt būtiskas atšķirības minerālā fosfora satura ziņā starp dažādu ezeru ūdeņiem vienā sezonā, kas, galvenokārt, ir saistītas ar zemes lietojuma veidu un saimniecisko darbību ezeru sateces baseinos (Ķīšezers, Juglas ezers, Babītes ezers).

10.zīm. Kopējā fosfora iznese Rīgas Jūras līcī (LU HEI dati ).



Ņemot vērā to, ka fosfora saturs ļoti tieši atspoguļo dažādas antropogēnās izmaiņas, ir iespējams analizēt fosfora satura ūdeņos ilgtermiņu izmaiņu tendences. Latvijas ūdeņos biogēno elementu (tajā skaitā arī fosfora) koncentrāciju ilgtermiņu izmaiņas ir pētījis Lazņiks un Matoško (1995), bet izneses Rīgas līcī izmaiņu raksturu Andrušaitis (10. zīm). Laika posmā no 1980.-1987. izteikts biogēno elementu izneses maksimums Rīgas līcī bija novērots 1986. gadā, kad aprēķinātās slāpekļa izneses kopējais daudzums tika vērtēts 207419.1 t /g, savukārt, kopējā fosfora iznese - 5727.7 t/gadā (neieskaitot Pērnavas upi), pie kam vairāk kā 70 % no šo biogēno elementu daudzuma tiek ienests ar Daugavas ūdeņiem (LU HEI dati).

Pēdējo gadu pētījumi par kopējā fosfora iznesēm Rīgas līcī, parāda, ka tā apjoms 1990.gadā (4.9 tūkst.t), salīdzinot ar 1989. gadu (2.4 tūkst.t) pieaudzis 2 reizes (Ojjaver, 1995).

Hidrometeoroloģijas pārvaldes Vides piesārņojuma centra M.Lazņika vadībā veiktie ilglaicīgie novērojumi ļauj salīdzināt biogēno elementu slodzi intensīvas minerālmēslu lietošanas laikā (1977. - 1987. g.) un periodā, kad strauji samazinājās to lietošana ekonomisku apsvērumu dēļ (1988. - 1993. g.). Maksimālā minerālā fosfora slodze aprēķināta Lielupes baseina kreisā krasta pietekai Platonei un labā krasta pietekai Misai, ko izskaidro ar lauksaimniecisko zemju īpatsvaru šajā reģionā, kā arī ar šo elementu augstāku koncentrāciju upju ūdeņos jau Lietuvas teritorijā. Divu novērojuma periodu salīdzināšana parādīja izteiktu minerālā fosfora slodzes samazināšanos (par 2 - 10 kg/km<sup>2</sup>) Latvijas dienviddaļā, īpaši Zemgales līdzenumā.

Iegūtie rezultāti parādīja, ka lauksaimnieciskās ražošanas sašaurināšanās ir mazinājusi fosfora noteci, kaut arī kopējā fosfora iznese Rīgas līcī no lielākajām upēm (Lielupe, Daugava, Gauja, Salaca) ir palielinājusies. Līdz ar to var uzskatīt, ka būtiska ir rūpnieciskās ražošanas ietekmi uz biogēno elementu pieplūdi.

#### 4.6.2. ZEMES LIETOJUMA VEIDA IETEKME UZ FOSFORA SATURU SALACAS UPES BASEINĀ

Lai novērtētu fosfora koncentrāciju izmaiņu raksturu atkarībā no difūzā piesārņojuma, (īpaši no zemes lietojuma veida- mežs, lauksaimniecībā izmantojamās zemes, purvi) un punktveida (galvenokārt, fermas) piesārņojuma, analizēts tā saturs Salacas upes ūdenī un 11 tās pietekās, kas ir atšķirīgas dabisko komponentu (litoloģiskais, augsnes, reljefa un morfometrisko rādītāju) ziņā. Ģeoloģiskā skatījumā Salacas upes baseina pamatiežu virsējo kārtu veido Devona sistēmas aleirolīti, māli, smilšakmeņi. Kvartāra sistēmas nogulumi ir plaši izplatīti; to biezums vietām sasniedz 20 -40 m, bet vidēji tas ir 10 m. Dominējošie ir glaciālas, limnoglaciālas un aluviālas izcelsmes nogulumi. Fluvioglaciālie nogulumi izplatīti atsevišķos Sedas upes posmos, kā arī Iģes un Briedes upju baseinos. Purvu nogulumi nelielās platībās visvairāk sastopami Sedas upes baseinā.

Dominējošais augšņu tips Salacas upes baseinā ir velēnu podzolētās augsnes uz smilšakmens vai smilšmāla cilmieža. Turpretim ieplakās nelielu platību veidā Pīģeles, Ramatas, Glāžupes upju baseinos ir sastopamas purvu augsnes. Salacas ūdeņu ķīmiskais sastāvs vispirms veidojas Burtnieku ezerā, kaut arī pa upes teci tas transformējas pazemes ūdeņu pieplūdes un virszemes noteces, kā arī antropogēnā piesārņojuma un ūdens organismu dzīvības procesu rezultātā. Pēc mineralizācijas pakāpes un neorganisko sāļu sastāva Salacas ūdeņi pieder pie kalcija grupas hidrokarbonātu klases (Vides aizsardzība Latvijā, 1993) Salacas upju baseina bioloģisko kvalitāti lielā mērā nosaka antropogēnā teritorijas noslodze un tas ir uzskatāms par vidēja līmeņa lauksaimnieciskās darbības slodžu rajonu (Meduma, 1990). Teritorijā ir diezgan daudz sīku lopu fermu. Šo piesārņojuma avotu apkaimē ir novēroti gan piesārņoti gruntsūdeņi, gan notekūdeņu noplūde uz ūdenstilpēm.

Salacas baseinā ir vērojamas diezgan lielas atšķirības zemes lietojuma veida ziņā (10. tabula).

10. tabula. Zemes lietojuma veida sadalījums Salacas baseinā

Upe	Baseina platība	Lauksaimniecībā izmant.zemes	t.sk. aramzemes platība	Meži	Purvi



	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Ķirele	64,9	22,3	34,4	9,9	44,4	39,7	61,2	2,5	3,8
Nātrene	25,5	3,0	11,8	1,2	40,0	21,6	84,7	0,7	2,7
Iģe	230,0	129,0	56,0	36,9	28,6	93,4	40,6	10,5	4,6
Jogla	70,2	18,5	26,3	6,3	34,0	48,9	69,6	1,0	1,4
Norēnupe	43,6	5,8	13,3	2,7	76,5	34,6	79,3	0,9	0,2
Korģe	101,6	29,0	28,5	12,2	42,0	67,6	66,5	3,5	3,4
Ramata	180,0	38,4	21,3	14,6	38,0	129,0	71,6	10,9	6,1
Dzirnupe	26,0	4,6	17,7	1,8	39,1	19,5	75,0	1,0	1,8
Glāžupe	50,2	8,6	17,1	3,4	39,5	35,0	69,7	5,2	10,3
Melnupe	44,0	9,6	21,8	3,7	38,5	32,0	72,7	0,1	0,2
Piģele	19,3	1,9	9,8	0,7	36,8	3,8	19,7	13,2	68,4
Seda	488,7	220,7	45,2	82,7	37,5	236,0	48,3	23,0	4,7
Briede	443,9	290,6	65,5	98,2	33,8	122,5	27,6	10,6	2,4
Rūja	962,3	721,5	75,0	260,0	36,0	225,1	23,4	15,6	1,6

Tā, piemēram, ar mežiem klātās platības aizņem no 20 līdz pat 85 %. Līdzīgā veidā mainās ar lauksaimniecībā izmantojamo zemju platības. Šāds zemes lietojuma veida sadalījums ir viens no iemesliem atšķirīgām fosfora koncentrācijām Salacas baseina ūdeņos. Minerālā fosfora vidējās koncentrācijas mainās robežās no 0.01 mg/l līdz 0.08 mg/l. Iegūtie rezultāti par fosfora noteces moduļiem Salacas upes baseinā apkopoti 11. tabulā. Fosfora gada koncentrācija rēķināta kā vidējais svērtais lielums, ievērojot ūdeņu sezonālo noteci (izmantoti 1993. - 1995. gada dati). Notece rēķināta pēc ilggadīgā vidējā noteces slāņa (Ziverts, 1995).

11. tabula. Aprēķinātie gada vidējie fosfora noteces moduļi Salacas upes baseinā

Upes baseins	P (svērtais vidējais), mg/m <sup>3</sup>	P noteces modulis, kg/km <sup>2</sup> /gadā
Ķirele	15	4.5
Nātrene	11	2.8
Iģe	30	8.1
Jogla	80	21.6
Norēnupe	12	2.8
Korģe	30	7.5
Ramata	35	9.8

Dzirnupe	20	5.4
Glāžupe	20	5.6
Melnupe	40	10.0
Piģele	50	15.0
Seda	33	8.9
Briede	16	4.8
Rūja	11	3.0

Augstākās noteces vērtības ir konstatētas Joglas upes baseinā - 21.6 kg/km<sup>2</sup>/gadā, kā arī Piģeles, Melnupes, Ramatas upju baseinos, kaut arī dominējošais zemes lietojuma veids (izņemot Piģeli) ir mežs (no 61 līdz 72 %). To, ka fosfora noteces moduļi Salacas baseina pieteku apakšbaseinos nav saistīti ar lauksaimniecisko zemju īpatsvaru, parādīja savstarpējo sakarību analīze ( $r = -0.39$ ). Salīdzinoši augstāka fosfora noteces moduļa vērtība Sedas upes gadījumā izskaidrojama ar ievērojamo lauksaimniecisko zemju īpatsvaru (45 %). Ievērojami zemākas fosfora noteces moduļa vērtības ir Nātrenei un Norēnupei, kur dominējošais zemes lietojuma veids baseinā ir mežs (85 un 79 %). Zemās fosfora noteces vērtības Rūjas baseinā varētu būt saistītas ar minerālmēsli lietošanas izteiktu samazināšanos. Tā, piemēram, minerālmēsli lietošana 1993. gadā, salīdzinot ar 1987. gadu ir samazinājusies par 58 % un organiskā mēslojuma apjoms par 70 % (EPCEM Study Report, 1993).

Ūdens ķīmiskajiem rādītājiem ir izteikts sezonāls raksturs un pavasara, rudens palu laikā mainās ievērojami; Norēnupē un Piģele gandrīz 90% no gada kopējās fosfora slodzes veidojas pavasara, rudens palu periodā. Mazāka šī attiecība ir Joglas un Nātreses upēs - apmēram 55 līdz 60 %. Sniega kušanas ūdeņu analīze Salacas piecos apakšbaseinos parādīja, ka fosfora notecē, kas rēķināta uz baseina km<sup>2</sup> platību minerālā fosfora vērtība mainās no 0.4 līdz 1.2 kg/km<sup>2</sup>/gadā jeb no 6 līdz 25 % (Briede et al., 1995). Šī procentuālā attiecība parāda, ka biogēnu kopējā notecē ir būtiski novērtēt arī atmosfēras nokrišņu lomu. Turpretim zemes lietojuma veida ietekme uz biogēno elementu sadalījumu īpaši izteikta ir Salacas baseina kreisā krasta pietekām (Melnupe, Glāžupe, Dzirnupe).

Pētījumi Salacas upes apakšbaseinos parādīja katras Salacas pietekas īpatsvaru fosfora notecē (attiecinātu uz platības vienību) Rīgas līcī. Turpretim galveno fosfora pieplūdi Burtnieka ezerā dod Rūja, Seda, Briede. Pētījumu rezultāti rāda, ka apmēram 2/3 no kopējā fosfora daudzuma, kas tiek ienests ezerā tur akumulējas vai arī iesaistās ezerā notiekošajos bioloģiskajos procesos (Cimdiņš u.c., 1989).

Jāsecina, minerālā fosfora slodzes vērtības ir ietekmējusi lauksaimniecisko zemju struktūras izmaiņas, minerālmēsli lietošanas samazināšanās, un katras ūdenstilpes morfometriskie rādītāji. Iegūtie rezultāti par minerālā fosfora slodzēm parādīja, ka nepieciešami fosfora atrašanās formu pētījumi Salacas baseina nogulumos, kas varētu atklāt vai nogulumos deponēties fosfors var iesaistīties resuspensijas procesos.

#### 4.6.3. FOSFORA ATRAŠANĀS FORMAS LATVIJAS ŪDENSTILPJU ŪDEŅOS.

Kaut arī parasti tiek analizēts kopējais fosfors ūdenstilpju ūdeņos, tomēr daudzskaitliski pētījumi (Boström et al., 1988; Pettersson et al., 1988; Pietiläinen et al., 1991) ir pierādījuši, ka fosfors gan dabas ūdeņos, gan nogulumos var atrasties kompleksu veidā ar dažādiem ūdens ingredientiem. Nozīmīgākie savienojumi ar kuriem fosfors var būt saistīts, respektīvi fosfora atrašanās formas dabas ūdeņos ir sekojošas:

- kopējais izšķīdušais fosfors. Fosfora frakcijas daļa, kas iet caur 0,45 μm izmēra membrānas filtram;

- ar suspendētajām vielām saistītais fosfors. To veido fosfora savienojumi, kas saistīti ar suspendētajām vielām, kuru izmērs ir lielāks par  $0,45\ \mu\text{m}$ ;
- izšķīdušais reaģējošais fosfors. Šo fosfora frakcijas daļu pirmkārt veido ortofosfāti,
- izšķīdušais organiskais fosfors - fosfora frakcijas daļa, kas saistīta ar ūdenī esošām organiskajām vielām, kuras pamatā veido humusvielas.

Fosfora patiesā ietekme uz hidroekosistēmām ir atkarīga no tā atrašanās formām, respektīvi vielām un savienojumiem ar kuriem fosfors ir saistīts. Veiktie pētījumi Latvijas ūdenstilpēs ir parādījuši, ka īpaši svarīgi šie fosfora formu pētījumi ir ūdenstilpēs, kas satur augstas organisko vielu koncentrācijas (īpaši eitrofos un distrofos ezeros, upēs - lejpus pilsētām). Turklāt 90 % no kopējām izšķīdušajām organiskajām vielām veido humusvielas (Kļaviņš, 1993).

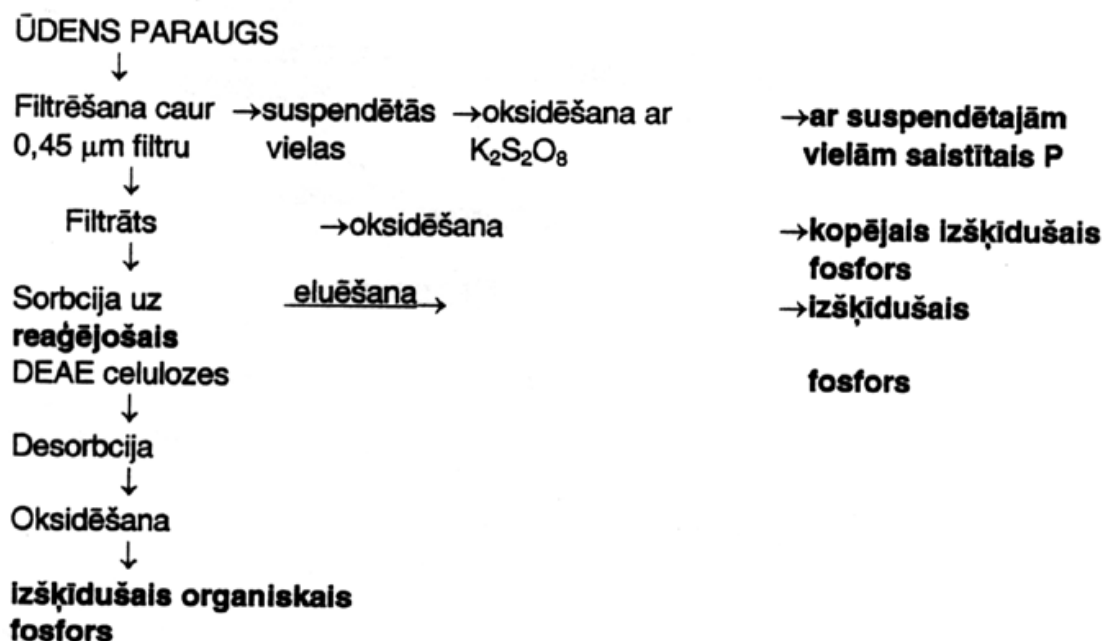
Nesen piedāvātā metode izšķīdušā organiskā fosfora noteikšanai augsnes šķīdumā (Ron Vaz et al., 1993) balstās uz organisko vielu, kuras saista kompleksos fosforu oksidēšanu bargos apstākļos ( $\text{UV/K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) un nav pielietojama virszemes ūdeņu analīzei.

Šajos pētījumos tika pielietota M.Kļaviņa (Kļaviņš et al., 1995) izstrādātā metode, kas balstās uz pieņēmumu, ka:

- 1) humusvielas ir galvenā kompleksveidojošā organisko vielu grupa dabiskajos ūdeņos;
- 2) humusvielas un ar tām saistītās vielas var būt izolētas un tikt sakoncentrētas lietojot sorbentus.

Pamatojoties uz šiem pieņēmumiem tika veikta fosforu formu analīze ūdenstilpju ūdens fāzē, kas ļāva noteikt (11. zīm.):

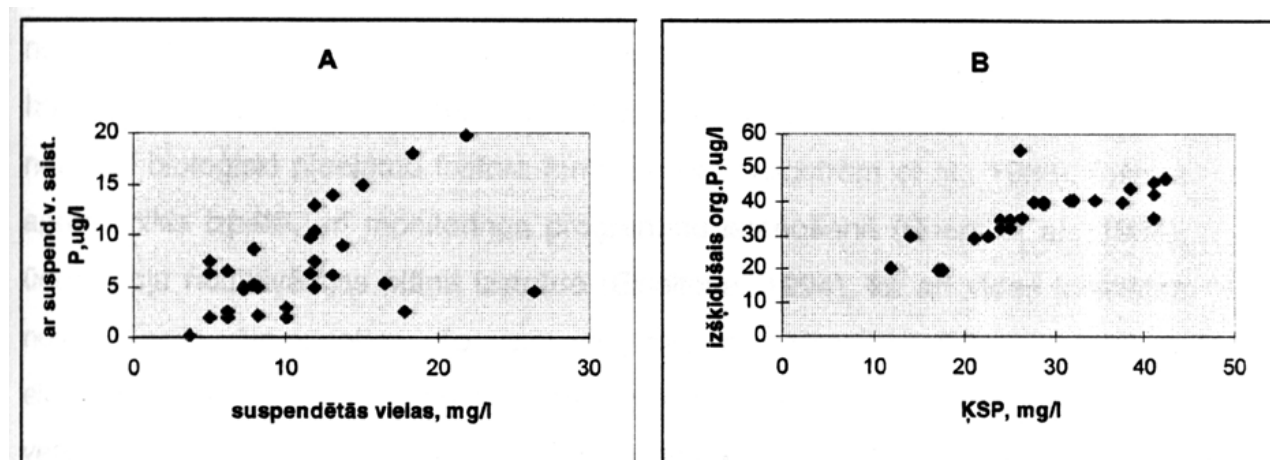
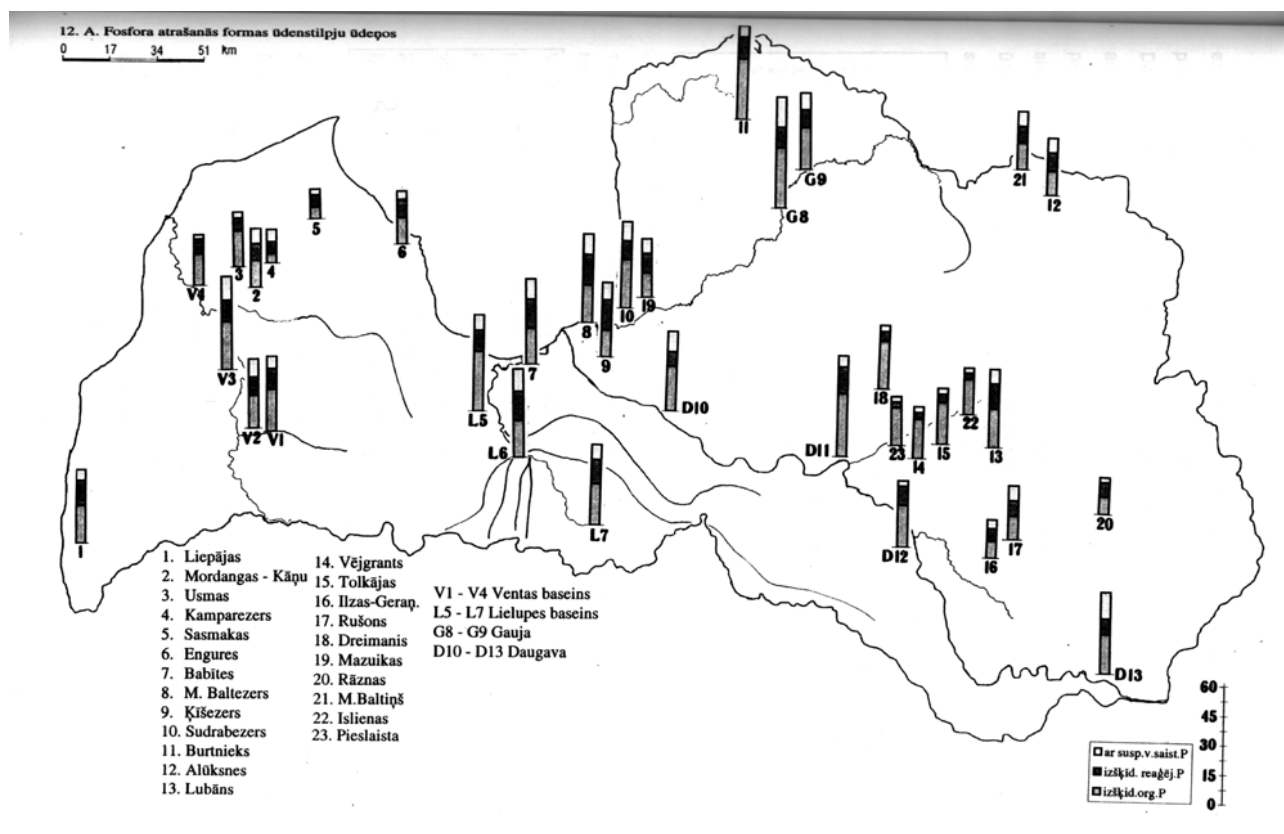
- kopējo izšķīdušo fosforu;
- ar suspendētajām daļiņām saistīto fosforu;
- izšķīdušo reaģējošo fosforu;
- izšķīdušo organisko fosforu.



11. zīm. Fosfora atrašanās formu ūdeņos analīzes shēma.

Izmantojot šo metodi, tika noteiktas fosfora atrašanās formas ūdenī 23 ezeros un 5 upēs. Pētījumi parādīja šo formu atkarību no tā izcelsmes avotiem, kā arī atklāja fosfora limitējošos faktorus dažās teritorijās. Augstāka izšķīdušā organiskā fosfora frakcijas daļa konstatēta tieši eitrofos (Liepājas; Lubāns) un distrofos (Teiču purva ezeri) ezeros, kur humusvielu koncentrācija ir augstāka, kā arī upēs, lejpus pilsētām (Gauja-lejpus Valmieras; Venta-lejpus Kuldīgas; Salaca-Salacgrīva; Daugava-lejpus Krāslavas; Lielupe-lejpus Jelgavas). Procentuāli šī frakcija veido arī vislielāko daļu (12A. zīm.). Lotiskajās sistēmās, lejpus apdzīvotajām vietām, palielināta ir ar suspendētajām vielām saistītā fosfora frakcijas daļa. Ir atrastas stingri izteiktas korelācijas (12B.

zīm.) starp suspendētajām vielām pētītajās ūdenstilpēs un fosforu, kas saistīts ar suspendētajām daļiņām, kā arī starp ķīmisko skābekļa patēriņu un izšķīdušo organisko fosforu.



12 B. zīm. Korelācija starp suspendēto vielu daudzumu (A), ķīmisko skābekļa patēriņu (B) un fosfora atrašanās formām ūdeņos.

Veiktā fosfora formu analīze Latvijas ūdenstilpju ūdeņos raksturojas ar augstu precizitāti un atkārtojamību. Šie fosfora saturs pētījumi atspoguļo ūdenstilpēs notiekošos procesus (piemēram, izmaiņas fosfora notecē, izmaiņas organisko vielu daudzumā, u.c.) un ir pielietojama dažādu fosfora formu izpētei. Veiktie pētījumi pierāda, ka ar organisko vielu saistītās fosfora frakcijas izpēte ir izmantojama antropogēnā piesārņojuma indikācijā.

#### 4.6.4. FOSFORA AKUMULĀCIJAS RAKSTURS LATVIJAS ŪDENSTILPJU NOGULUMOS

Fosfora pētījumu aktualitāti ūdenstilpju nogulumos nosaka tas, ka fosfors ir viens no primāro produkciju limitējošiem lielumiem daudzos ezeros un pieaugot fosfora notecei antropogēnās darbības (sadzīviskie un rūpnieciskie notekūdeņi, lauksaimnieciskā ražošana, u.c.) rezultātā tiek

izsaukta strauja ūdenstilpju eitrofikācija. Tradicionāli vides piesārņojums tiek vērtēts, analizējot fosforu saturošo savienojumu plūsmas tām nākot no tiešā piesārņojuma avota - fosfora savienojumu ārējā pieplūde, bet tajā pat laikā ignorējot to akumulāciju un pieplūdi no ūdenstilpju nogulumiem jeb iekšējo pieplūdi. Neapšaubāmi, ka ezera nogulumiem ir arī būtiska loma gan fosfora metabolismā ezeros, gan kā barības vielu avotam bentosa un planktona organismiem, kā arī fosfora "sadalē", jo atkarībā no savienojumiem ar kādiem fosfors atrodas nogulumos un vides fizikāli ķīmiskajām īpašībām, tas var tikt atbrīvots vai arī būt saistīts ūdenstilpju nogulumos.

Izvērtējot ar fosforu pētījumiem saistītos darbus jāsecina, ka šie rezultāti ir nozīmīgi bioloģiski pieejamo fosfora formu analīzē (Boström et al., 1988), fosfora aprites cikla izpētē, arī monitoringa programmu īstenošanā (Boers et al., 1984), ūdenstilpju rekultivācijas plāna izstrādē (Eiseltova, 1994), kā arī vides kvalitātes novērtēšanā. Neskatoties šo uz pētījumu aktualitāti, Latvijas saldūdens ekosistēmu nogulumos fosfora un tā savienojumu satura izpēte līdz šim nav veikta. Vides kvalitātes novērtēšanas nepieciešamība noteica interesi par fosfora formu analīzi arī Latvijas ūdenstilpju nogulumos, kur atšķirības fosfora formu satura ziņā varētu būt saistītas ar ūdenstilpes morfometriskajiem un hidroloģiskajiem rādītājiem, ar bioloģisko procesu raksturu, augšņu tipu, kā arī ūdenstilpju sateces baseina apsaimniekošanas rakstura un pakāpes.

Darba izstrādes laikā noteiktas fosfora atrašanās formas 43 ezeru nogulumos dažādos Latvijas fiziogēogrāfiskos rajonos. Apsekoti ezeri reprezentē visus Latvijā sastopamos ezeru ģenētiskos un trofiskos tipus, kaut arī teritoriāli to izvietojums ir neviendabīgs. Arī ezeru sateces baseini pēc zemes lietojuma veida sadalījuma un apsaimniekošanas pakāpes aptver relatīvi plašu spektru. Procentuāli nedaudz, bet pētnieciski nozīmīgi ir ezeri, kas atrodas pilsētu vai apdzīvoto vietu teritorijās (Alūksnes, Ķīšezers, Juglas). Kā atsevišķa grupa, kas raksturojas ar ievērojami atšķirīgiem fosfora kopējā satura un atrašanās formu frakcionēšanas rezultātiem ir Teiču purva ezeri, kuru sateces baseinos saimnieciskā darbība ir pilnīgi vai daļēji ierobežota.

Fosfora daudzuma un tā formu izvērtēšanai parasti pielieto pazīstamās Hieitjes & Lijklema (1980), Williams (1976), Psener (1985) un citu autoru izstrādātās shēmas, kas atšķiras pēc ekstrakcijas apstākļiem, izmantojamo ekstrahentu daudzuma, koncentrācijām, procesa ilguma. Šajā darbā piedāvātā fosfora formu analīze veikta pēc Hieitjes & Lijklema (1980) shēmas (13. zīm.), atbilstoši kurai noteiktās fosfora formas varētu būt būtiskas Latvijas apstākļiem:

- 1) viegli saistītā fosfora frakcija, (Exc-P)
- 2) Fe un Al saistītā fosfora frakcija (Fe/Al-P);
- 3) ar Ca saistītā fosfora frakcija (Ca-P)
- 4) atlikuma fosfora frakcija- kā starpība starp kopējo un šo trīs nosaukto frakciju summu (Res-P).

#### **Grunts paraugs**

↓ 1M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , pH=7.0; 2x2st.

#### **Viegli ekstrahējamais fosfors**

↓ Atlikums

0.1 M NaOH; 16 st.

#### **Fe un Al saistītais fosfors**

↓ Atlikums

0.5 M HCl; 17 st.

#### **Ca saistītā frakcija**

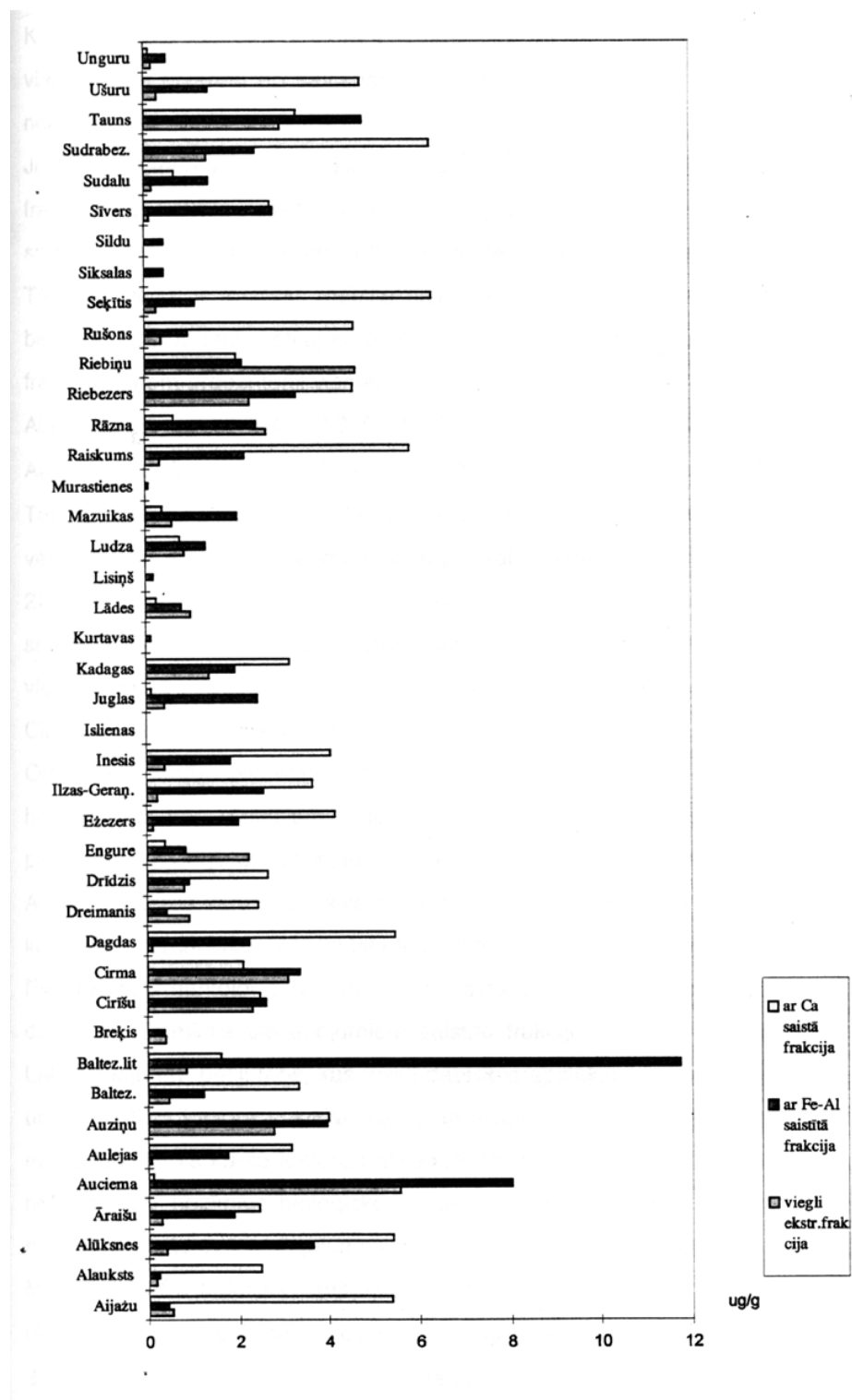
↓

#### **atlikuma frakcija**

Katru no šīm fosfora atrašanās formām raksturo atšķirīga analītiskā un bioloģiskā pieejamība, atšķirīga atbrīvošanās spēja, ko daļēji nosaka vides apstākļi, kā arī šo formu kustīgums.

Ezeru apsekojuma laikā dūņu paraugi tika ievākti ar Ekmaņa - Berdža tipa gruntssmēlēju grunts virsējā slānī (0 - 5 cm), kas raksturojas ar nozīmīgākām fosfora satura izmaiņām nogulumos (Williams et. al., 1980). Turklāt jāpiezīmē, ka par paraugu ievākšanas vietām tika izraudzīta ezera profundāle, kas reprezentē tā saukto materiāla akumulācijas zonu. Izņēmuma kārtā tika veikta paraugu ievākšana arī litorālā - transporta zonā.

Kā rāda apsekoto ezeru frakcionēšanas shēmas rezultāti, fosfora un tā atrašanās formu daudzums var ievērojami mainīties.



14. zīm. Fosfora atrašanās formas ezeru nogulumos.

Kā jau minēts iepriekš, fosfora akumulācijas raksturs, bioloģiskā pieejamība ir viennozīmīgi atkarīga no savienojumiem ar kādiem fosfors ir saistīts ūdenstilpju nogulumos.

Ja par ekstrahentu izmanto  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , ir iespējams noteikt viegli ekstrahējamo fosfora frakciju. Šo frakciju raksturo samērā augsta bioloģiskā pieejamība, jo fosfora savienojumi viegli var tikt atbrīvoti, izmainoties vides fizikāli ķīmiskiem apstākļiem. Tādējādi tā arī ir fosfora frakcija daļa, kas no vides piesārņojuma viedokļa ir bīstamākā. Kopumā pētītajos ezeru nogulumos viegli ekstrahējamā fosfora frakcija aizņem procentuāli vismazāko daļu - Aulejas, Dagdas, Sīvera, Ežezera un Alauksta ezeros no 1.1 - 2.3 %. Salīdzinoši augstākas vērtības ir konstatētas Auciema ezerā - 5.58  $\mu\text{g/g}$ , Riebiņu ezerā - 4.65  $\mu\text{g/g}$ , Engures ezerā (2.25  $\mu\text{g/g}$ ), Tauna ezerā - 2.99  $\mu\text{g/g}$ , Rāznas ezerā (2.68  $\mu\text{g/g}$ ). Rezultāti parāda, ka vērojams šīs frakcijas pieaugums tieši politrofos ezeros, piemēram, Tauna ezerā 27 %, Engures ezerā (pat līdz 74 %). Paaugstināts viegli ekstrahējamās frakcijas saturs vērojams apdzīvotajās vietās esošiem ezeriem, kur pastiprinātā organisko vielu pieplūde ir saistīta antropogēno darbību ezeru tiešajā baseinā (Riebezers, Cīriša, Juglas un Cirma ezeri).

Organisko vielu pieplūde ezeros var būt atkarīga arī no ūdenstilpes hidroloģiskajiem rādītājiem - nosacītās ūdens apmaiņas. Tā, piemēram, paaugstināts viegli ekstrahējamās frakcijas saturs Rāznas, Riebezera, Auziņu, Auciema ezeros varētu būt saistīts ar lielu nosacītās apmaiņas rādītāju ( $> 20 - 2$ ), kas nosaka organisko vielu un biogēno elementu pastiprinātu pieplūdi. Ekstrahējot 1 M nātrija hidroksīda šķīdumu bija iespējams noteikt ar dzelzs un alumīnija savienojumiem saistīto frakciju (Hieltjes & Lijklema, 1980).

Laboratorijā un pētījumos, kas veikti dabiskos apstākļos, ir noskaidrots, ka ar Fe un Al saistītās fosfora frakcijas klātbūtne ievērojami sekmē aļģu augšanu (Rodel et al., 1977). Tā kā šo fosfora frakciju raksturo augsta bioloģiskā pieejamība, tās noteikšana ir nozīmīga bioloģisko procesu izpētē. Šīs fosfora frakcijas relatīvais saturs apsekoto ezeru nogulumos mainās visplašākajās robežās - no 6 līdz 83 %. Maksimālās šīs frakcijas vērtības pētīto ezeru nogulumos konstatētas Baltežera litorālā - 11.7  $\mu\text{g/g}$ , Auciema ezerā - 8.0  $\mu\text{g/g}$ , Tauna - 4.8  $\mu\text{g/g}$ , Alūksnes ezerā - 3.61  $\mu\text{g/g}$ , Riebezera - 3.3  $\mu\text{g/g}$ . Turpretim Teiču purva ezeros, kā arī Alauksta, Unguru, Engures, Drīdža ezeros ar Fe un Al saistītā frakcijas daļa nepārsniedz 0.69  $\mu\text{g/g}$ .

Ar kalcija savienojumiem (galvenokārt ar karbonātiem) saistītās fosfora frakcijas saturu iespējams noteikt, par ekstrahentu lietojot 0.5 M sāļsskābi (Hieltjes & Lijklema, 1980) un tā ir viena no dominējošām neorganiskā fosfora formām. Šīs fosfora frakcijas procentuālais saturs apsekotajos ezeros mainās ievērojami - 0.6 - 86 %. Kaut arī šo frakciju raksturo augsts relatīvais saturs, Teiču purva ezeros (Kurtavas, Lisiņš, Sildu, Siksālas, Murmastienes, Islienā, Breķis) ar Ca saistītās frakcijas īpatsvars ir ļoti niecīgs (0.007 - 0.01  $\mu\text{g/g}$ ), jo iespējami cieša var būt fosfora saistība ar relatīvi stabilajām organiskajām vielām, no kurām lielāko daļu veido humusvielas. Maksimālās ar kalciju saistītās fosfora formas vērtības ir konstatētas Seķītī - 6.31  $\mu\text{g/g}$ , Raiskuma ezerā - 5.84  $\mu\text{g/g}$ , Alūksnes ezera nogulumos - 5.41  $\mu\text{g/g}$ . Salīdzinoši augstākas ar kalciju saistītās frakcijas saturs konstatēts ezeros (Engure, Raiskums), kur arī augu klātbūtne liecina par kalķainu nogulumu klātbūtni.

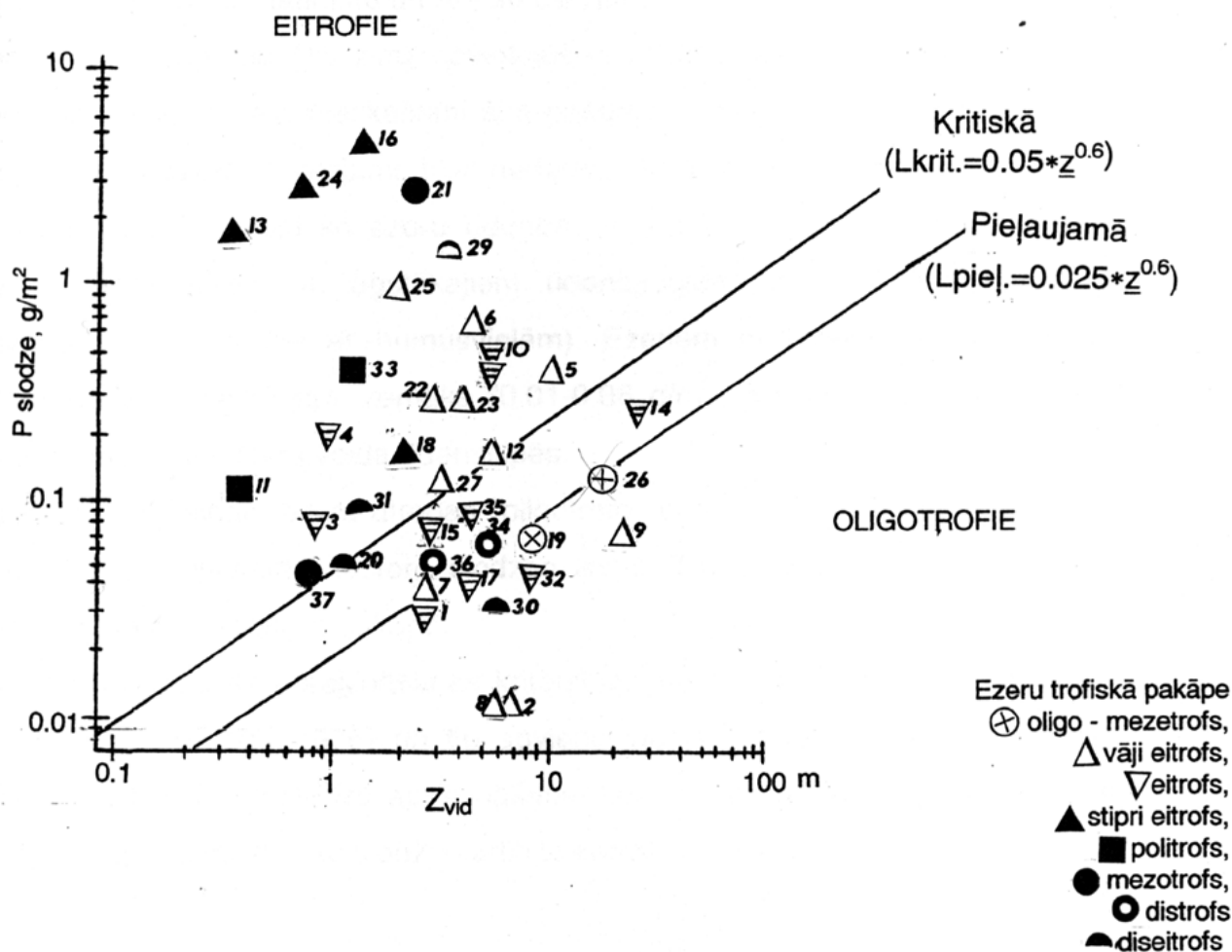
Fosfora frakcionēšanas gaitā iegūtie rezultāti parādīja, ka kopējais fosfors un dažādu fosfora atrašanās formu saturs ūdenstilpēs var ievērojami mainīties atkarībā no daudziem faktoriem un ir cieši saistīts ar nogulumu īpatnībām. Nogulumu raksturs ir cieši saistīts ar ūdenstilpes morfometriskajiem parametriem, ūdens apmaiņas laiku, trofiskā stāvokļa, kā arī no alogēnā materiāla struktūras.

Veiktie pētījumi Latvijas ūdenstilpju nogulumos parādīja, ka vides stāvokļa novērtēšanā svarīga ir ne tikai to kopējā satura analīze, bet tieši fosfora atrašanās formu noteikšana, jo šādi veikto pētījumu rezultātā ir iespējams noteikt dominējošos fosfora pieplūdes avotus. No otras puses, šie rezultāti par fosfora atrašanās formu izpēti ir nozīmīgi ūdenstilpju rekultivācijas plāna izstrādē pareizās metodikas izvēlē.

#### 4.6.5. FOSFORA SLODZI UN ŪDENSTILPJU TROFIJAS PAKĀPI IETEKMĒJOŠIE PARAMETRI

Kaut arī eitifikācija ir ūdenstilpju dabiskas attīstības process, būtiski to iespaido saimnieciskā darbība, kas izpaužas kā pastiprināta biogēno elementu pieplūde no ūdenstilpju sateces baseina. To, ka eitifikācijas procesu norisi mērenās zonas ūdenstilpēs vispirms nosaka fosfora savienojumu klātbūtne, pierāda arī fitoplanktona biomasas atkarība no fosfora satura ūdenī (Berner & Berner, 1996). Ūdenstilpju trofijas līmeņa saistība ar biogēno elementu pieplūdes daudzumu noveda pie kritiskās slodzes koncepcijas. Par pamatu šai koncepcijai kalpo kvantitatīvās attiecības starp biogēno elementu pieplūdi un ūdenstilpes reakciju uz to. Pirmie pētījumi biogēno elementu slodzes aprēķināšanā uz ezera platības vienību meklējami jau 50. gados, kad ASV zinātnieki mēģināja atrast sakarību starp lauksaimniecisko zemju apstrādi un apdzīvoto vietu ietekmi uz biogēno elementu daudzumu ezerā (Sawyer, 1947). Vēlākajos gados Follenveiders (Vollenweider, 1968, 1975) izstrādāja biogēno elementu, tieši fosfora slodzes kritērijus ezera stāvokļa noteikšanai. Autors izveidoja diagrammu, kurai ir būtiska nozīme robežkoncentrāciju noteikšanai starp oligotrofiem un eitrofiem ezeriem. Savos pētījumos autors atklāja sakarību: ja uz logaritmiskās skalas atliek fosfora slodzi ( $L_p$ ) attiecinātu pret vidējo dziļumu ( $z$ ), tad taisnes, kas izvilktas, ievērojot kritiskās un pieļaujamās koncentrācijas sadala ezerus trijos tipos: oligotrofā, mezotrofā un eitrofā. Zemākā līnija jeb pieļaujamās slodzes līnija ( $L_{pieļ.} = 0.025 * z^{0.6}$ ) atdala oligotrofos un mezotrofos ezerus. Augšējā jeb "kritiskā" slodzes līnija ( $L_{krit.} = 0.05 * z^{0.6}$ ) raksturo līmeni, kuru pārsniedzot ezers var būt klasificējams kā eitrofs. Šī vienkāršā sakarība, pirmkārt, deva iespēju noteikt ezeru trofijas pakāpi un, otrkārt, noteikt pieļaujamo un bīstamo slodzes līmeni ezeros. Fosfora slodzes aprēķināšanai tika izmantota N.Matoško (Hidrometeoroloģijas pārvalde) izveidotā fosfora noteces moduļa kartoshēma. Diagrammās tika atlikti tie ezeri, kuru trofijas pakāpe ir noteikta pēc zooplanktona asociācijām (L.Urtānes npublicētie dati).

15.zīm. Sakarība starp P slodzi un ezeru vidējo dziļumu





1.Alauksts (0.01 g/m<sup>2</sup>), 2.Alūksnes (1.32 g/m<sup>2</sup>), 3.Babītes (0.01 g/m<sup>2</sup>), 4.Bušnieks (0.01 g/m<sup>2</sup>), 5.Cieceres (0.21 g/m<sup>2</sup>), 6.Cirīša (0.05 g/m<sup>2</sup>), 7.Cirma (0.16 g/m<sup>2</sup>), 8.Dreimanis (0.48 g/m<sup>2</sup>), 9.Drīdzis (1.14 g/m<sup>2</sup>), 10.Dubulķas (0.154 g/m<sup>2</sup>), 11.Engure (0.003 g/m<sup>2</sup>), 12.Ežezers (0.24 g/m<sup>2</sup>), 13.Ķīšezers (0.01 g/m<sup>2</sup>), 14.Ilzas-Geraņimovas (0.55 g/m<sup>2</sup>), 15.Inesis (0.03 g/m<sup>2</sup>), 16.Juglas (0.003 g/m<sup>2</sup>), 17.Kalvenes (0.15 g/m<sup>2</sup>), 18.Klaucānu (0.02 g/m<sup>2</sup>), 19.Laukezers (1.43 g/m<sup>2</sup>), 20.Lisiņš (0.02 g/m<sup>2</sup>), 21.M.Plencis (0.03 g/m<sup>2</sup>), 22.Mazuikas (0.02 g/m<sup>2</sup>), 23.Mordangas-Kāņu (0.04 g/m<sup>2</sup>), 24.Priekulānu (0.002 g/m<sup>2</sup>), 25.Pulksteņezers (0.006 g/m<sup>2</sup>), 26.Raipals (0.47 g/m<sup>2</sup>), 27.Rušons (0.07 g/m<sup>2</sup>), 28.Sapņu (0.02 g/m<sup>2</sup>), 29.Sasmakas (0.01 g/m<sup>2</sup>), 30.Siksalas (0.06 g/m<sup>2</sup>), 31.Sildu (0.04 g/m<sup>2</sup>), 32.Sventes (1.42 g/m<sup>2</sup>), 33.Tauns (0.03 g/m<sup>2</sup>), 34.Tolkājas (0.06 g/m<sup>2</sup>), 35.Usmas (0.17 g/m<sup>2</sup>), 36.Vējgrants (0.06 g/m<sup>2</sup>), 37.Zebrus (0.01 g/m<sup>2</sup>)

\* iekavās ir parādīta ezera teorētiski aprēķinātā kritiskā slodze

legūtie rezultāti parādīja, ka viszemākās minerālā fosfora slodzes vērtības (0.01 - 0.04 g/m<sup>2</sup>/gadā) ir Dreimaņa ezeram, Laukezeram, Rāznas, Umma, Zebrus, Alūksnes un Lisiņa ezeriem. Salīdzinoši augstas minerālā fosfora slodzes vērtības (0.9 - 4.5 g/m<sup>2</sup>/gadā) konstatētas ezeriem, kuru baseinos ir novērota intensīvāka cilvēku saimnieciskā darbība - Priekulānu, Juglas, Ķīšezers, Liepājas, Juglas, Riebezeram, Klaucānu un Āraišu ezeriem.

Ezeri, kuri diagrammā (15. zīm.) novietojusies eitrofu ezeru diapazonā arī pēc zooplanktona vērtējuma pieskaitāmi šim pašam trofiskajam stāvoklim. Jāatzīmē, ka distrofu un ezeru izvietojums tikai nedaudz virs kritiskās slodzes līnijas liecina par zemo fosfora līmeni šo ezeru ūdeņos, jo distrofos ezeros fosfors ir saistīts dzīvīem organismiem un augstākajiem ūdensaugiem grūti pieejamās formās (galvenokārt kompleksos ar humusvielām). Ezeriem ar lielāku vidējo dziļumu, fosfora slodze ir ievērojami zemāka (0.01 - 0.06 g/m<sup>2</sup>), ko daļēji izskaidro lēnāka biogēno vielu aprīte šāda veida ūdenstilpēs.

Laukezers un Raipalu ezers atrodas "oligotrofo" ezeru nodalījumā un maksimālā attālumā līdz pieļaujamai fosfora slodzes līnijai. Tas nozīmē, ka šiem ezeriem nedraud pāreja citā trofijas pakāpē.

Jauni fosfora slodzes aprēķināšanas kritēriji izstrādāti Follenveidera turpmākajos darbos (Vollenweider 1976) un tie apvieno vidējo dziļumu un ūdens slodzes rādītāju kopā. Kritisko slodžu aprēķināšanai tiek izmantota formula, pēc kuras ir iespējams aprēķināt kritisko slodžu vērtības katrai ūdenstilpei:

$$L_k = 10z((1+vt)/t), \text{ kur}$$

$L_k$  - teorētiski aprēķinātā fosfora slodze, g/m<sup>2</sup>/gadā;

$z$  - vidējais dziļums, m;

$t$  - ūdens apmaiņas laiks gados.

Teorētiski aprēķinātā kritiskā fosfora slodze parāda pieļaujamo fosfora slodzes vērtību, kuru pārsniedzot izmainās ezeru trofijas pakāpe. Šīs teorētiski aprēķinātās vērtības tikai nelielai daļai apsekoto ezeru pārsniedza konstatētās fosfora slodzes vērtības. To skaitā ir Viesītes, Kalvenes, Raipalu, Laukezers, Ilzas-Geraņimovas ezers, Usmas, Alūksnes, Drīdzis, Sventes, Rāznas un Dreimaņu ezeri. Ievērojami šo teorētiski aprēķināto fosfora slodzes vērtību pārsniedz Juglas ezers, Alauksta ezers un Pulksteņezers.

Salīdzinot ezera apsekojuma laikā konstatētās  $P_{min}$  saturu ūdenstilpju ūdeņos, var teikt, ka fosfora saturs ūdeņos lielākajai daļai ezeru mainās atbilstoši ezeru trofijas līmenim. Tā, piemēram, oligotrofos, mezotrofos un vāji eitrofos ezeros fosfora saturs ūdenī mainās no 3 - 14 g/m<sup>3</sup>, attiecīgi vidējie rādītāji ir 10 un 12 g/m<sup>3</sup>. Turpretim eitrofu un stipri eitrofu ezeru grupā fosfora saturs ūdenī mainās no 10 līdz 71 g/m<sup>3</sup>, vidēji 24 g/m<sup>3</sup>. Turpretim ievērojami plašāka fosfora satura izmaiņas ir politrofo ezeru grupā, kur fosfora saturs ūdenī atkarībā no ezera mainās no 22 līdz 136 g/m<sup>3</sup> un apsekoto ezeru skaits šajā grupā ir par maz, lai runātu par vidējām vērtībām.

legūtie rezultāti parādīja, ka ezeriem ir iespējams noteikt pieļaujamās un kritiskās slodžu vērtības. Pieļaujamās slodzes vērtības pētīto ezeru vidū, kuras sasniedzot nenotiek pāreja no oligotrofā

eзера stāvokļa (ja  $z_{\text{vid}} > 1$ ) ir  $< 0.02 \text{ g P}_{\text{min}}/\text{m}^2$ . Pāreja no mezotrofā uz eitrofo pakāpi notiek, ja  $\text{P}_{\text{min}}$  slodze ir  $>$  par  $0.1 \text{ g}/\text{m}^2$ .

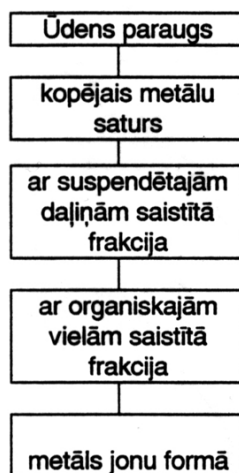
#### 4.7. METĀLU AKUMULĀCIJAS RAKSTURS LATVIJAS ŪDENSTILPJU NOGULUMOS UN ŪDEŅOS

##### 4.7.1. METĀLU ATRAŠANĀS FORMAS LATVIJAS ŪDENSTILPJU ŪDEŅOS

Kaut arī metālu akumulācijas izvērtēšana ir būtiska pētījumos, kas ir saistīti ar vides piesārņojuma līmeņa noteikšanu, to faktiskās vērtības analizētas tikai dažos darbos (aplūkoti literatūras apskatā). Par nozīmīgiem faktoriem, kas nosaka metālu akumulācijas intensitāti var uzskatīt kopējo metālu saturu, to atrašanās formas un to koncentrācijas ūdeņos (Salomons & Förstner, 1984). Metālu kopējais saturs Latvijas ūdeņos regulāri tiek kontrolēts valsts vides piesārņojuma monitoringa sistēmas ietvaros, bet metālu satura līmeņi Latvijas iekšējos ūdeņos aplūkoti nesenā pētījumā (Kļaviņš et al., 1995). Tajā pat laikā jāatzīmē, ka būtiska metālu daļa var būt saistīta savienojumu veidā, kuru toksiskums attiecībā pret dzīvajiem organismiem, spēja sedimentēties un pārvietoties nogulumu fāzē un citas īpašības var ievērojami atšķirties (Florence & Batley, 1976). Ņemot vērā metālu tieksmi akumulēties, tiem veidojot savienojumus ar daudziem dabisku ūdeņu ingredientiem (Förstner, 1982), kuru vidū var minēt karbonāt- un sulfātionus, humusvielas, ūdenī suspendētās daļiņas, kā arī daudzu šo vielu visai augstās koncentrācijas Latvijas ūdeņos, metālu atrašanās formu analīzei piešķirama īpaša nozīme. Kaut arī metālu atrašanās formas ir visai plaši analizētas citur pasaulē, Latvijas ūdeņos to saturs līdz šim nav analizēts. Tomēr jāpiezīmē, ka viennozīmīgi pieņemtas metodikas metālu atrašanās formu analīzei ūdeņos nav izstrādātas (Batley, 1989). Daudzas priekšrocības piemīt nesen izstrādātajai metālu atrašanās formu analīzes metodei (Kļaviņš et al., 1992), kas pamatojas uz selektīvu DEAE grupas saturošu hidrofilu sorbentu izmantošanu, kuriem piemīt spēja sorbēt divvērtīgos metālus to jonu formā un metālus kompleksu veidā ar organiskām vielām (humusvielām).

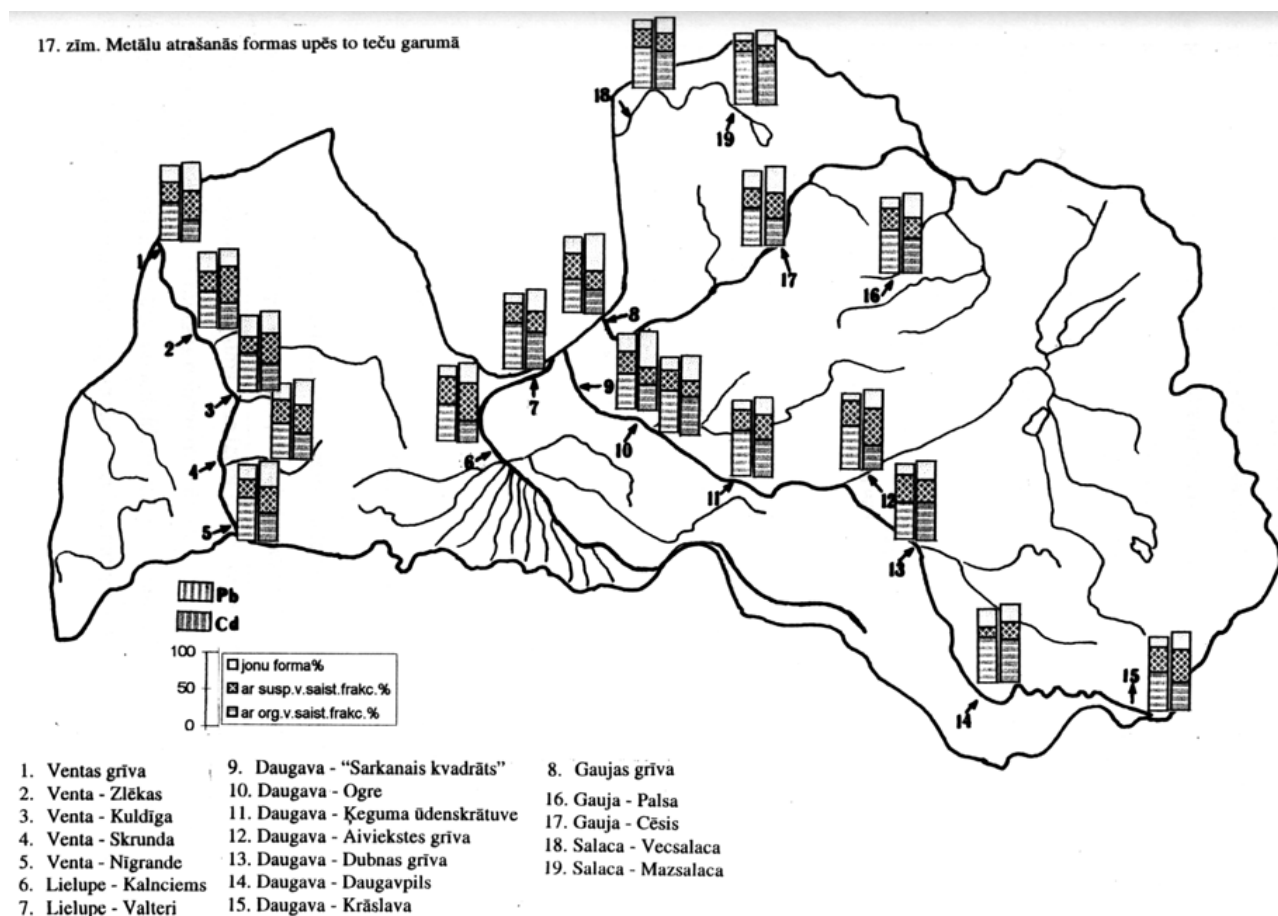
Metālu atrašanās formu analīzes metode (Kļaviņš et al., 1992) ļauj noteikt dabas ūdeņos metālu kopējo saturu un sekojošas to atrašanās formas (16. zīm.):

1. metālu daļa, kas saistīta ar suspendētām vielām (pamatā detrīta daļiņām, alumosilikātiem, dzelzs oksihidrātiem un citām daļiņām, kuru izmēri pārsniedz  $0.45 \mu\text{m}$ );
2. metālu daļa, kas saistīta ar koloīdām daļiņām un organiskām vielām (gan koloīdās, gan organiskās vielu daļiņas pamatā veido humusvielas, tāpēc šī metālu atrašanās forma raksturo metālu daļu, kas saistīta ar humusvielām);
3. metālu jonu forma.



16. zīm. Metālu atrašanās formu analīzes shēma ūdens vidē.

Izmantojot šo metālu atrašanās formu analīzes shēmu šī pētījuma ietvaros tika novērtētas metālu atrašanās formas Latvijas lielākajās upēs to teces garumā (17. zīm.)

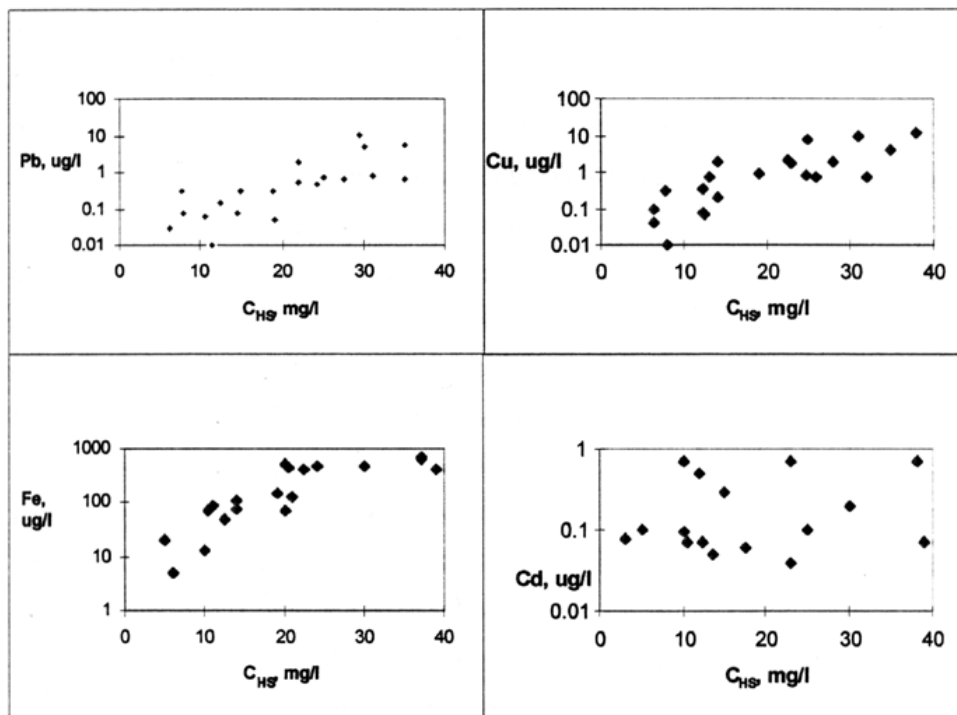


Kā redzams no 17. zīm., atšķirīgu metālu atrašanās formu relatīvo izplatību ietekmē ne tikai metālu absolūtās koncentrācijas, bet arī metālu mijiedarbības raksturs ar tām vielām, kas spējīgas tos saistīt - ar humusvielām ūdenī, suspendētām daļiņām un citām vielām, kā arī no šo kompleksveidojošo vielu relatīvās koncentrācijas ūdenī. Salīdzinot metālu atrašanās formas Daugavas un Ventas, Salacas un Lielupes ūdeņos redzams, ka Ventas un Lielupes ūdeņos, kuros suspendēto vielu koncentrācija ir augstāka nekā Daugavas un Salacas ūdeņos, lielāka daļa kadmija ir saistīta ar šīm vielām. Šis apsekojums pierāda, ka, piemēram, Salacas ūdeņos metāli dominējoši eksistē saistīti ar organisko vielu, bet Lielupes un Ventas ūdeņos ievērojami lielāka loma ir metālu daļai, kas saistīta ar suspendēto vielu.

Salīdzinot divus metālus, kurus vispirms raksturo atšķirīga kompleksveidošanās spēja ar humusvielām - svini un kadmiju (svins veido stabilus kompleksus ar humusvielām, bet kadmija veidotie kompleksi ir nestabili - Salomons & Förstner, 1984), redzams, ka arī metālu īpašības lielā mērā nosaka to atrašanās formas un telpisko sadalījumu. Analizējot metālu saturu fona līmenī piesārņotos ūdeņos un salīdzinot to ar organisko vielu (humusvielu) saturu, redzamas izteiktas kopsakarība dzelzs, vara un svina gadījumā, bet šādas kopsakarības trūkums kadmija gadījumā (18. zīm.).

Līdz ar to kompleksu veidošanās procesi uzskatāmi par būtisku faktoru, kas ietekmē arī metālu kopējo saturu arī pie nelielas to pieplūdes procesu intensitātes.

Tomēr nozīmīgākais secinājums, kas izriet no šī apsekojuma ir tas, ka lielākā daļa no ūdeņos atrodošās metālu daudzuma atrodas formās (saistītās ar suspendēto vielu vai organiskām vielām un koloīdām daļiņām), kuras lielā mērā raksturo spēja veidot augstmolekulārus agregātus un sedimentēties, proti - akumulēties ūdenstilpju sateces baseinā un tikai relatīvi neliela metālu daļa atrodas jonu formā, kas brīvi var tikt transportēta.



18. zīm. Humusvielu koncentrācijas un metālu kopējā satura kopsakarība pētīto upju ūdeņos.

#### 4.7.2. METĀLU AKUMULĀCIJAS RAKSTURS LATVIJAS ŪDENSTILPJU NOGULUMOS

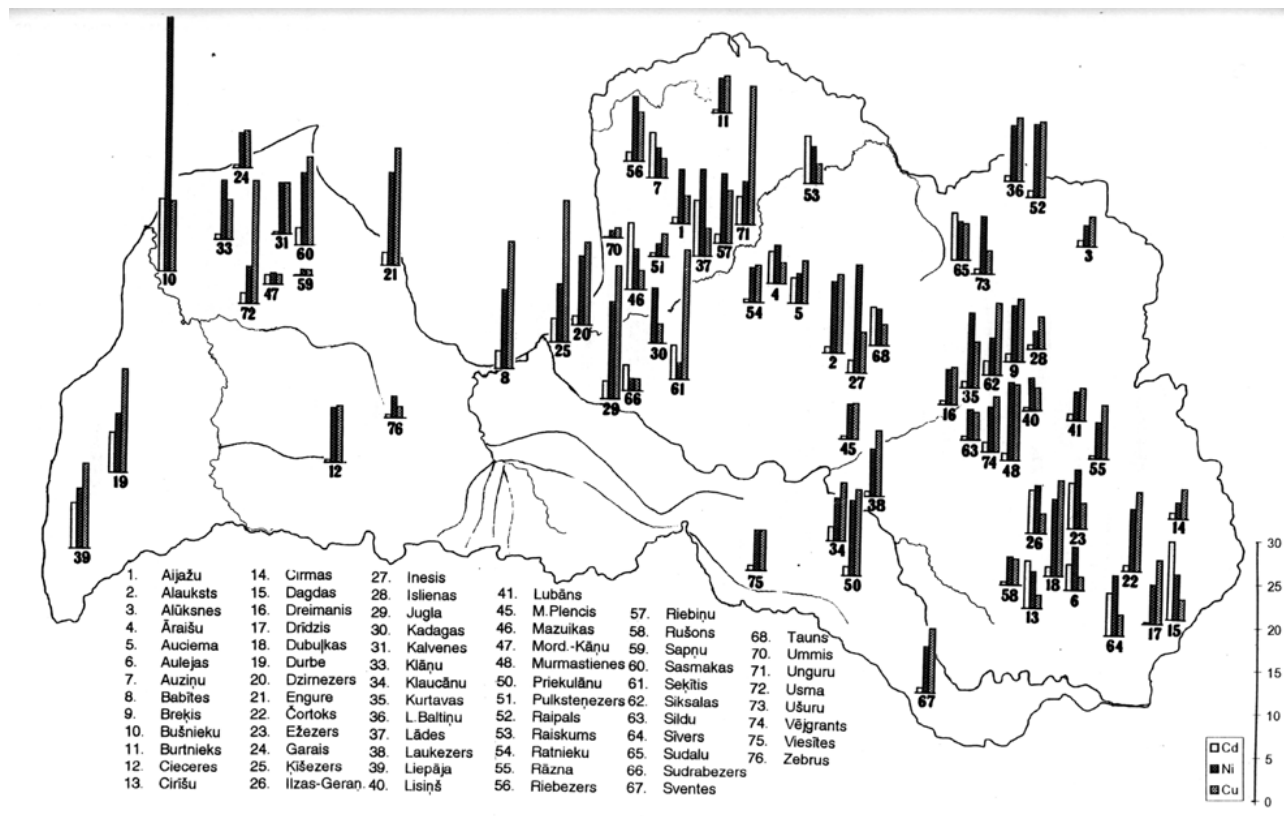
Metālu akumulācijas procesu izvērtēšanai parasti izmanto metālu kopējā satura analīzi. Populārākā metode metālu kopējā satura analīzei ir to satura noteikšana izmantojot atomu adsorbcijas spektrometrijas (AAS) metodi, paraugos, kas iegūti ekstrahējot metālus no analizējamā objekta apstākļos, kas ļauj atbrīvot lielāko metālu daļu. Tomēr tā kā paraugi parasti ir vielas cietā fāzē, bet analizēt var tikai šķīdumus, tad nozīmīgākā procedūra parauga sagatavošanai AAS analīzei ir tā ekstrahēšana (Batley, 1987).

Tā kā metālu saturs var mainīties nogulumu masā, tad apsekojuma ietvaros analizēts gan nogulumu virsējais slānis (0 - 2 cm), kas ievākts ar Ekmaņa-Berdža tipa gruntstvērēju un daudzos gadījumos arī nogulumu vertikālais sadalījums (0 - 20 cm), ievākts ar mikrobentometru. Atrastais metālu saturs atspoguļo no vienas puses tās ietekmes, kas tipiskas antropogēnajām ietekmēm šajā gadsimtā, bet no otras puses, tas ir nogulumu slānis, kurā dzīvo lielākā daļa bentosa organismu un, kurā attīstās dzīvie organismi un ūdensaugi. Tajā pat laikā nogulumu virsējā slānī deponētie metālu daudzumi var tikt no tiem atbrīvoti mainoties vides fizikāli ķīmiskajiem apstākļiem, tādējādi ietekmējot ūdeņu izmantošanas iespējas un dzīvības procesu norisi hidroekosistēmās. Nogulumu paraugi Latvijas ezeros ievākti vietās, kurās dominē stabili sedimentēšanās apstākļi. Kopumā apsekoti 75 ezeri visos Latvijas novados ar atšķirīgu to bioloģisko statusu un piesārņojuma avotu tipiem.

Metālu saturs Latvijas ezeru nogulumos noteikts izmantojot AAS un paraugu šķīdināšanu slāpekļskābē - "slāpā sadedzināšana" (Batley, 1989). Analizēta nogulumu frakcija, kurā daļiņu izmēri mazāki par 63  $\mu\text{m}$  (pēc sijāšanas), kā tas rekomendēts literatūrā (APHA, 1989). Kopumā analīze veiktas pēc vispāratzītas metodes (Tessier, 1979).

Apsekoto ezeru hidroloģiskā, morfometriskais raksturojums un ūdens ķīmiskais sastāvs aprakstīts nodaļā un var uzskatīt, ka tie reprezentē Latvijai tipiskus ezerus gan to reģionālā izvietojuma aspektā, gan ņemot vērā to veidošanās apstākļus un vietas ģeoloģisko raksturojumu. Tas pats attiecas uz piesārņojuma avotu raksturojumu šo ezeru baseinos. Lielākā daļa apsekoto ezeru baseinos nav konstatējami būtiski piesārņojuma avoti, būtiska daļa apsekoto ezeru ir izvietoti

Latvijas reģionos, kur cilvēka ietekmes ir minimālas vai arī cilvēku saimnieciskā darbība ir aizliegta (piemēram, Teiču rezervāta teritorijā). Var pieņemt, ka metālu saturu šajos ezeros nosaka piesārņojošo vielu pārrobežu pārnese ar gaisa masām, kā arī konkrētā reģiona ģeoķīmija. Var uzskatīt, ka lielākajā daļā apsekoto ezeru dominē piesārņojums tā fona līmenī. Šie ezeri ir salīdzināti ar ezeriem, kuros konstatējama punktveida piesārņojuma avotu klātbūtne un citos pētījumos pierādīti visai augsti antropogēnā piesārņojuma līmeņi (piemēram, Liepājas ezers, Juglas ezers, Ķīšezers).

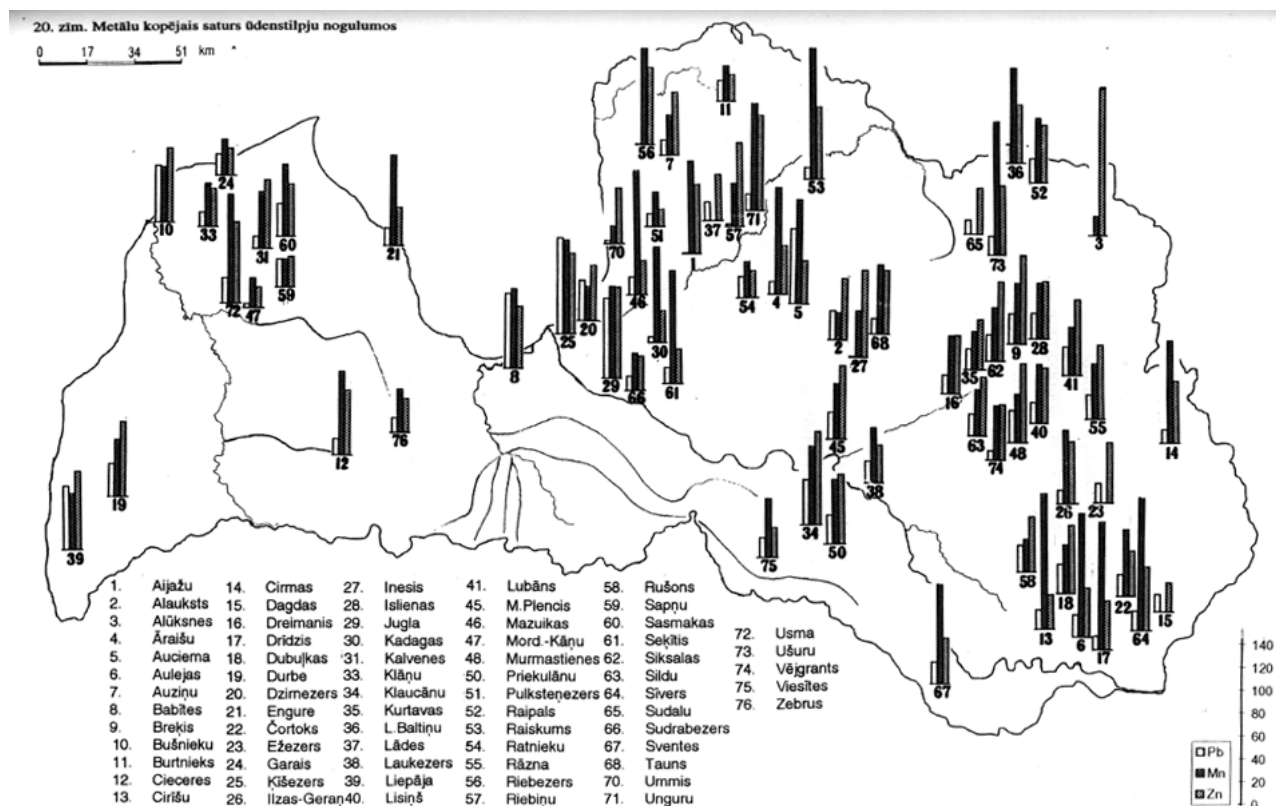


19.zīm. Metālu kopējais saturs ūdenstilpju nogulumos.

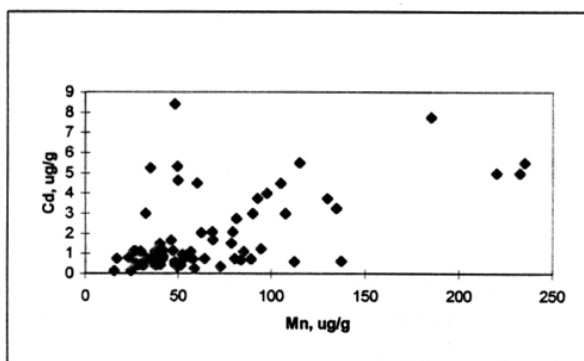
Analizējot iegūtos rezultātus ir redzams, ka metālu saturs analizētajos ezeros visai būtiski atšķiras (19., 20. zīm.). Pēc metālu satura apsekotos ezerus var iedalīt vairākās grupās. Pirmkārt, var izdalīt ezeru grupu, kuros metālu saturs ir redzami paaugstināts, salīdzinot ar pārējiem ezeriem. No apsekotajiem ezeriem tādi ir sekojoši- Liepājas, Juglas, Babītes ezers, Bušnieks, Ķīšezers. Šie ezeri ir vai nu izvietoti pilsētas robežās vai arī tajos tiek ievadīti noteiktu ražotņu notekūdeņi un šos ezerus raksturo paaugstināts, vispirms antropogēnās izcelsmes metālu saturs (Pb, Cd, Ni, Cu, Ni). Vienlaikus nogulumos var būt arī augsts dzelzs, mangāna un cinka saturs. Tajā pat laikā jāatzīmē, ka tieši šo trīs metālu koncentrācijas nogulumos var būt paaugstinātas ezeros, kuru bāzes nav identificējami tieši antropogēnā piesārņojuma avoti. Šādu ezeru piemēri ir daudzi: Teiču rezervāta teritorijā izvietotie ezeri, kā arī piemēram Sventes ezers, L.Baltiņš, Čortoks. Domājams, ka metālu saturu šajos ezeros nosaka ģeoķīmiskie procesi, piemēram, limnoglaciālo nogulumu izšķīšana. Var pieņemt, ka tieši šādi procesi nosaka visai augstus metālu (Mn, Zn) satura līmeņus vairākos ezeros, kuros nav konstatēti tieši antropogēnā piesārņojuma avoti. Tajā pat laikā jāatzīmē, ka šai ezeru grupai tipiski antropogēnās izcelsmes metālu saturs (Pb, Cd, Cu, Co, Ni) ir visai zems. Izvērtējot cinka, mangāna satura līmeņus tīri teritoriāli var konstatēt, ka šo elementu koncentrāciju attiecības diezgan ievērojami atšķiras Latvijas fizģeogrāfisko rajonu robežās.

Latvijas rietumdaļas ūdenstilpju nogulumos cinka koncentrācijas ievērojami pārsniedz mangāna koncentrācijas, turpretim austrumdaļas ezeru nogulumos dominējošais ir mangāns. Trešo ezeru grupu veido ezeri, kuros visu metālu satura līmeņi ir zemāki nekā abās divās iepriekš aplūkotajās ezeru grupās. Arī šajos ezeros nav konstatējami tieši antropogēnā piesārņojuma avoti, bet var pieņemt, ka antropogēnās izcelsmes metālu saturu nosaka to pārnese ar gaisa masām. Analizējot

metālu satura izmaiņas telpā konstatēts, ka metālu saturs ezeru nogulumos pieaug virzienā no DR uz ZA, kas atbilst dominējošo vēju virzienam, īpaši izteikta šī tendence ir, ja aplūko svina un kadmija saturu, bet līdzīgs ir metālu koncentrāciju izmaiņu raksturs vērojams arī citu metālu gadījumā. Kopumā metālu teritoriālā izplatība Latvijas teritorijā (ūdenstilpju nogulumos) saskan ar to, kas konstatēta analizējot metālu saturu atmosfēras nokrišņos (Бериня et al., 1990) vai sūnās (Nikodemus et al., 1994).



Vairāku pētījumu rezultāti (Håkanson, 1977; Salomons & Förstner, 1984) rāda, ka vienas ūdenstilpes robežās starp dažādiem sedimentu ķīmiskajiem rādītājiem un metāliem daudzos gadījumos pastāv cieša saistība. Lai pārliecinātos kādas ir likumsakarības pētīto ezeru vidū starp atšķirīgu metālu kopējo saturu, tika veikta korelācijas analīze. Kā rāda korelogramma (12. tab.), tikai starp dažiem metāliem ir vērojama samērā cieša saistība. Tā, piemēram, tieša lineāra sakarība ir redzama starp Mn un Fe kopējo saturu nogulumos, kā arī Mn un Cd kopējo saturu pētīto ezeru nogulumos (21. zīm.). Tomēr kopumā jāsecina, ka katra ūdenstilpe ar konkrētajiem hidroloģiskajiem, morfometriskajiem, parametriem, ģeoloģisko uzbūvi, kā arī cilvēku saimniecisko darbību sateces baseinos nosaka nogulumu raksturu, īpatnības un korelācijas starp kopējo metālu saturu pētīto ezeru starpā ir maz izteiktas.

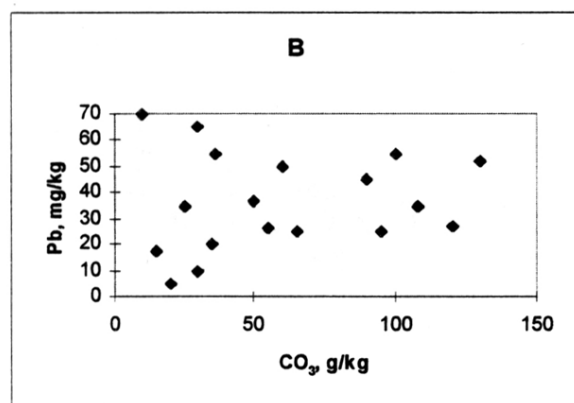
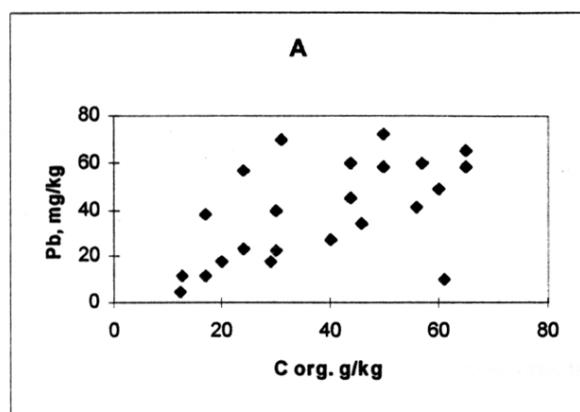


21. zīm. Kopsakarības analīze starp Cd un Mn kopējo saturu ezeru nogulumos.

12. tabula. Dažādu metālu kopējā satura korelogramma

	Zn μg/g	Ni μg/g	Pb μg/g	Cu μg/g	Mn μg/g	Cd μg/g
Zn μg/g						
Ni μg/g	0.11 (77) p=0.344					
Pb μg/g	0.19 (77) p=0.111	0.26 (77) p=0.022				
Cu μg/g	0.24 (77) p=0.043	0.35 (77) p=0.002	0.53 (77) p=0.000			
Mn μg/g	-0.01 (77) p= 0.926	0.007 (77) p=0.951	0.07 (77) p=0.554	0.04 (77) p=0.713		
Cd μg/g	-0.02 (77) p=0.849	0.31 (77) p= 0.006	0.19 (77) p=0.108	-0.03 (77) p= 0.805	0.31 (77) p=0.006	

Ņemot vērā visai ievērojamās metālu koncentrāciju atšķirības dažādos Latvijas ezeros rodas jautājums par faktoriem, kas to ietekmē. Lai to izvērtētu tika veikta analīze, kas parāda metālu koncentrācijas atkarību no citām nogulumu sastāvdaļām. Galvenās nogulumu sastāvdaļas pēc to masas, kas tādējādi var būt atbildīgas par metālu saistīšanu un to absolūtajām koncentrācijām nogulumos ir karbonātu minerāli un organiskā viela, ko pamatā veido detrita daļiņas un humusvielas. Kopsakarības analīze parāda (22. zīm.), ka, piemēram, svina saturs Latvijas ezeru nogulumos korelē ar organisko vielu saturu. Tajā pat laikā metālu satura korelācija ar karbonātu saturu nogulumu fāzē ir visai maz izteikta.



22. zīm. Izkliedes diagramma svina saturam Latvijas ūdenstilpju nogulumos ar organisko oglekli (A) un karbonātu saturu.

Tas liecina, ka galvenais faktoru kopums, kas ietekmē metālu saturu ezeru nogulumos ir organiskās daļas veidošanās un akumulēšanās procesi, kas savukārt nosaka sedimentu veidošanās īpatnības. Var pieņemt, ka tieši organiskās vielas veidošanās un uzkrāšanās procesu kopums ir galveno faktoru vidū, kas nosaka kopējā metālu satura līmeņus ūdenstilpju nogulumos. Līdz ar to iespējams izskaidrot radušās atšķirības metālu satura līmeņos atkarībā no ezeru trofiskā stāvokļa. Domājams, ka ezeros ar augstu organiskās vielas producēšanās intensitāti (stipri eitrofi un hipereitrofi ezeri- Priekulānu, Āraišu, Dubuļkas, Riebiņu) metālu saturs ezeru nogulumos pie vienāda to pieplūdes procesu intensitātes (metālu pieplūdes avoti ir to pieplūde ar atmosfēras nokrišņiem virszemes noteces rezultātā) ir zemāks nekā vāji oligotrofos (Dzirnezers, Laukezers), mezotrofos (L.Baltiņš, Raipala ezers) un vāji eitrofos ezeros, kuros organiskās vielas veidošanās - sedimentēšanās procesu intensitāte arī ir zemāka. Tātad metālu akumulēšanas process ir cieši saistīts ar ūdenstilpēs noritošo bioloģisko procesu raksturu. Vienlaikus ezera baseina uzbūves un citu to atšķirību ietekmes ir mazāk izdalāmas un var uzskatīt, ka nav būtiskas pētīto ezeru vidū. Tā kā fona līmenī piesārņotajos ezeros metāli vispirms akumulējas tiem saistoties ar organisko vielu, tad var pieņemt, ka sedimentu augšējā slānī to koncentrācijas var ievērojami pārsniegt to saturu nogulumu dziļākos slāņos. Lai pārbaudītu to, tika analizēts metālu saturs nogulumos atkarībā no to dziļuma - metāla satura stratifikācija.

Kā redzams, tad vairākos Latvijas ezeros veiktā metālu satura stratifikācijas analīze pierāda, ka metālu saturs nogulumu augšējā slānī ievērojami pārsniedz to saturu nogulumu dziļākos slāņos. Iegūtie rezultāti parāda, ka ezeiem ar dažādiem piesārņojošo vielu pieplūdes avotiem metālu satura stratifikācijas raksturs visai ievērojami var atšķirties. Piemēram, Ķīšezerā, kur dominē organiskās izcelsmes vielas un smilšaini nogulumi, kā arī ilgu laiku tika ievadīti rūpnieciskie notekūdeņi, metālu saturs pat nogulumu dziļākos slāņos ievērojami pārsniedz metālu saturu fona līmenī piesārņotu ezeru nogulumos (Rušons, Zebrus). No otras puses, metālu ievērojami paaugstināts saturs nogulumu augšējā slānī pierāda antropogēnās darbības ietekmi un tās pieaugumu, kuru raksturo metālu plūsmu intensitātes un to akumulēšanās pieaugums. Lai izvērtētu vides piesārņojuma bīstamību ar smagajiem metāliem ir svarīgi noteikt vides fona piesārņojuma jeb fona satura līmeņus ar smagajiem metāliem. Šie fona piesārņojuma līmeņa rādītāji vienlaikus ir reģionāli, jo tos nosaka konkrētā apvidus ģeokīmija, bet lielā mērā ietekmē izkliedētā vides piesārņojuma klātbūtne, kas tipiska 20. gadsimta beigū antropogēnās ietekmes raksturojumam. Lai novērtētu vides fona līmeņu piesārņojumu, analizēts metālu daudzums Latvijas ezeru nogulumos, kuru sateces baseinos nav tiešu antropogēnā piesārņojuma avotu un iegūtie rezultāti salīdzināti ar metālu saturu relatīvi nepiesārņotos ezeros Zviedrijā, īpaši Ziemeļzviedrijā, Austrālijā, Tanzānijā, Indijā un citās valstīs (Ellaway et al., 1982; Machiwa, 1992; Radwar et al., 1990; Fytianos et al., 1986; Johansson, 1989; Hakanson et al., 1976, Dauvalter, 1992). Kā rāda vides piesārņojuma ar metāliem analīze vairākās valstīs, tad izvēlēto metālu saturs Latvijas ezeros ir tādā pat līmenī vai zemāks pat nekā citās valstīs (13. tabula).

13. tabula. Smago metālu koncentrācijas ūdenstilpju nogulumos (µg/g)

Elementi	Latvijā			Griekijā	Zviedrijā	ASV (Lielie ezeri)	Indijā	Krievija (Murmanskas reģions)
	vidēji	min	max					
Pb	19.0	3.11	82.4	22-75	<40	14-145	101-406	
Cu	1.8	0.7	16.8	7-40	4-30	18-268	10.3-89.8	1.6-812
Zn	40.0	15.0	81.0	20-300		7-317	53.5-135	91-325
Cd	1.3	0.1	9.3	0.2-7	0.1-5.0	0.14-2.5	0.7-13.8	

Metāla satura vērtības, kuras šī darba ietvaros noteiktas ezeros bez tiešas antropogēnā piesārņojuma avotu klātbūtnes ir visai tālas no tām, kuras konstatētas citās Eiropas valstīs.

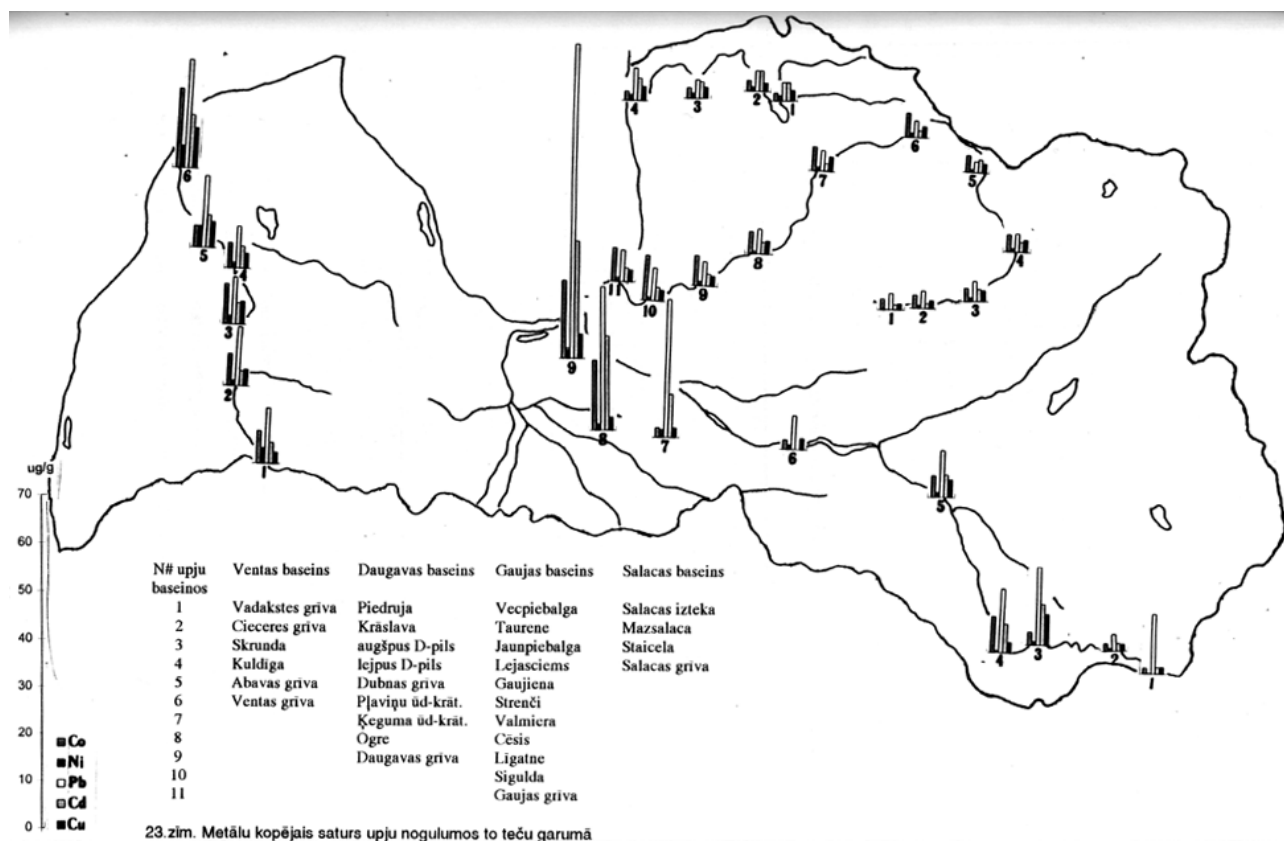


Vienlaikus par metālu satura fona piesārņojuma vērtībām var izvēlēties metālu satura vērtības stratificētu nogulumu dziļākajos slāņos. Kā redzams, analizējot metālu satura vertikālo sadalījumu, to koncentrāciju vērtības stabilizējas sākot no 4 - 8 cm dziļuma atkarībā no ezeru tipa, bet dziļāk par 10 - 15 cm nav konstatējams metālu koncentrācijas gradients atkarībā no dūņu slāņa dziļuma. Nogulumu dziļākajos slāņos nav konstatētas arī reģionālas atšķirības Latvijas robežās. Tādējādi var teikt, ka mūsdienās visai intensīvie metālu pieplūdes procesi ar atmosfēras nokrišņiem maz ietekmē to saturu nogulumu dziļākajos horizontos. Tajā pat laikā metālu saturu spēj ietekmēt spēcīgi lokālie piesārņojuma avoti, kādi, piemēram, pastāv Juglas ezerā Ķīšezerā, Liepājas ezerā un citos.

Var pieņemt, ka metālu satura nogulumu dziļākajos slāņos nosaka:

1. nogulumu augšējā slāņa mehāniska sajaukšanās;
2. nogulumu bioloģiskā sajaukšanās (ūdensaugi, bentosa organismi un citi bioloģiskie procesi);
3. metālu migrācija sedimentu masā;
4. metālu savienojumu mineralizācijas process un ķīmiskās reakcijas, kuras noris ar metālu līdzdalību.

Metālu saturs Latvijas ezeros salīdzināts ar metālu saturu Latvijas lielāko upju nogulumos, lai izvērtētu atšķirības metālu saturā un to iespējami ietekmējošos faktorus (23. zīm.).



Kā redzams, tad metālu saturs Latvijas galveno upju ūdeņos kopumā ir līdzīgs ar metālu saturu, kas konstatēti Latvijas ezeros un atsevišķos gadījumos parādot spēcīgu punktvēda piesārņojuma avotu klātbūtni, īpaši, ja analizē metālu saturu nogulumos lejpus pilsētām.

Kaut arī parasti metālu saturu, kas noteikts izmantojot AAS, uzskata par to absolūtā satura rādītāju un tā ir atzīta daudzās pasaules valstīs (ASV, Zviedrijā, Krievijā, Vācijā), absolūtus rezultātus par metālu saturu nogulumos tā nesniedz (Moore, 1984; Batley, 1989). Kā rāda literatūras analīze šo metodi pielietojot var noteikt 45 % līdz 96 % no kopējā metālu satura (jo AAS analizē lieto ekstraktus, kas iegūti apstrādājot analizējamo paraugu daļu -frakciju, kuru izmērs mazāks par 63 µm, ar slāpekļskābi). Līdz ar to piesārņojuma analīzes veikšanā svarīgi ir salīdzināt rezultātus, kas iegūti izmantojot AAS ar citas metodes rezultātiem. Šī pētījuma ietvaros kā AAS alternatīva metode izmantota enerģijas dispersīvā rentgenstaru fluorescences metode (EDRF),

kas veikta Zviedrijā, Gēteborgas Universitātes laboratorijā.

Metālu un nemetālu saturs, kas noteikts izmantojot EDRF, Latvijas ezeru nogulumos apkopots 14. un 15. tabulā.

14. tabula. Absolūtais elementu saturs (mg/kg) Teiču purva ezeru nogulumu virsējā slānī (0-2 cm), kas noteikts ar EDRF metodi.

Ezers	S	K	Ti	V	Cr	Se	Br	Rb	Sr
Lisņš	3971.79	1547.53	527.32	57.38	35.55	6.39	136.22	32.81	144.16
Murmast.	3562.72	1220.03	270.61	56.74	34.66	6.23	65.51	11.04	28.19
Islīenas	6203.45	3921.79	1566.16	278.57	54.32	2.93	219.19	42.94	188.98
Siksalas	4492.80	1257.77	553.67	48.85	21.56	4.14	89.46	11.77	111.78
Vējgrants	4136.75	1479.25	590.97	49.01	43.85	5.50	135.00	12.34	69.43
Breķis	6813.75	2441.05	1454.55	95.20	31.87	10.82	704.05	31.95	173.90
Kurtavas	4037.38	349.75	211.35	36.59	19.74	3.39	46.05	4.92	70.45
Sildu	8530.56	1558.70	1117.99	169.28	32.78	5.85	221.26	29.59	138.78

15. tabula. Absolūtais elementu saturs (mg/kg) Latvijas ezeru nogulumu virsējā slānī (0-2 cm), kas noteikts ar EDRF metodi.

Ezers	K	Ca	Ti	Br	Rb	Sr	Zr	Pb
Alaukstis	2561	1894	609	4	58	95	346	16
Riebezers	2350	5815	313	8	58	108	145	16
Riebiņu	2446	3264	218	z.n.l.	52	86	166	14
Alūksnes	4656	3862	1542	29	132	126	603	53
Juglas	4774	23210	1661	16	91	147	415	32
Aijažu	2736	1455	619	z.n.l.	53	84	168	16
Baltezers	2686	5052	759	6	53	81	396	19
Unguru	1688	579	112	z.n.l.	37	50	z.n.l.	11
Rāzna	2138	26840	440	11	33	81	195	19
Dreimaņu	889	77960	z.n.l.	13	5	74	46	15
Āraišu	4588	4316	1545	24	135	98	496	53
Sudrabezers	2109	7633	853	91	54	79	418	97
Dagdas	5403	10660	1932	18	120	114	528	48
Drīdzis	6417	3626	1972	37	163	117	629	47

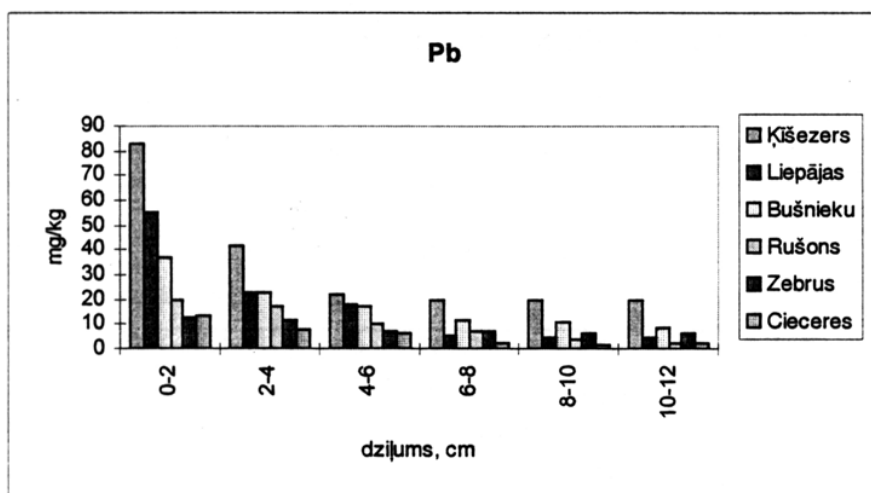
z.n.l.- zem noteikšanas līmeņa

Kā redzams no tabulām, tad EDRF metodes izmantošana ļauj noteikt daudzu elementu, tajā skaitā arī nemetālu saturu, fona līmenī piesārņotu ezeru nogulumos. Salīdzinot rezultātus, kas iegūti izmantojot EDRF un AAS (24. zīm.) redzamas lielas atšķirības, īpaši analizējot svina saturu. Lielā mērā tas saskan ar literatūrā veikto šo metožu salīdzinājumu (Batley, 1989) un var pieņemt, ka šo atšķirību pamatā ir katras analīzes metodes specifika.

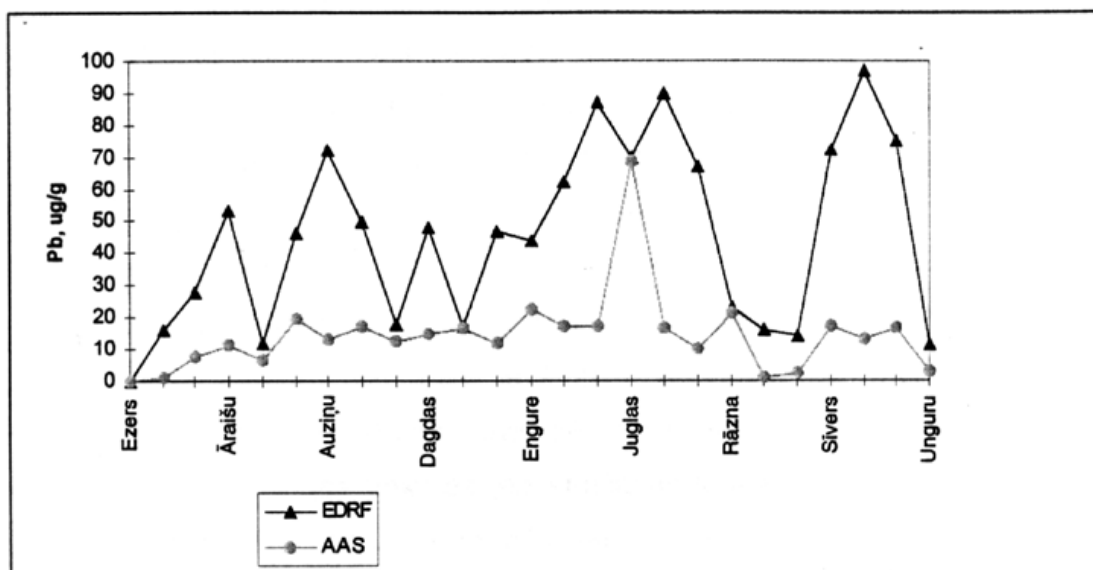
Analīzes metodes izvēlei ir arī citi aspekti: EDRF metodes salīdzinājums ar AAS metodi parāda, ka lielākā daļa elementu analizētajos paraugos ir saistīti tik stabili, ka pat 0.5 st. vārīšana koncentrētas slāpekļskābes/perhlorskābes maisījumā nejauļ izdalīt lielāko metālu daļu no nogulumu paraugiem. Līdz ar to ir skaidrs, ka pat ļoti krasi mainoties vides apstākļiem šī metālu

daļa nevar tikt atbrīvota no nogulumiem, proti, izdalīties vidē.

Līdz ar to var uzskatīt, ka EDRF kā absolūtā metālu satura analīzes metode korektāk pielietojama metālu satura ģeokīmiskā izpētē, bet no vides piesārņojuma analīzes viedokļa korektāk ir izmantot AAS metodi, vai arī analizēt to metālu daļu, kas var atbrīvoties tādos apstākļos kādi pastāv ūdens vidē un dabas ūdeņu nogulumos.



Svina vertikālais sadalījums ezeru nogulumos.

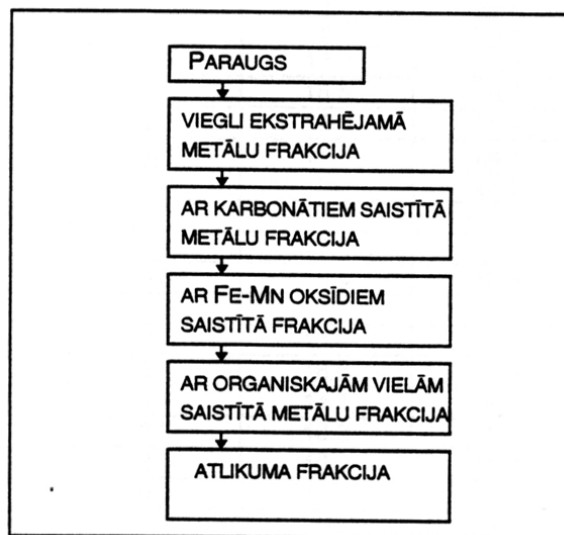


24. zīmējums. Pb saturs ezeru nogulumu virsējā kārtā (0-2 cm), kas noteikts izmantojot AAS un EDRF analīžu metodes.

#### 4.6.3. METĀLU ATRAŠANĀS FORMAS LATVIJAS ŪDENSTILPJU NOGULUMOS

Metāli dabas ūdeņos var atrasties saistīti ar dažādiem savienojumiem: organiskām vielām (humusvielas - humīnskābes, fulvoskābes, humīns; karbonskābes, polifenoli, detrita daļiņas un citas vielas) un neorganiskām vielām (karbonāti, sulfāti, sulfīdi, dzelzs-mangāna oksīdi, alumosilikāti un citiem savienojumiem). Metālu saistības pakāpe nogulumos ir atkarīga ne tikai no to absolūtās koncentrācijas, bet arī no to vielu daudzuma un to spējas saistīt metālus kompleksos, kā arī no izveidoto kompleksu stabilitātes. Tā kā šo kompleksu stabilitāte un īpašības var visai ievērojami atšķirties, tad metāli ūdenstilpju nogulumos atrodas un izturas nevis kā viena viela vai savienojums, bet kā vairākas stipri atšķirīgas frakcijas jeb atrašanās formas

(Salomons & Förstner, 1984). Katru no šīm atrašanās formām raksturo atšķirīga analītiskā pieejamība, bioloģiskā pieejamība, atšķirīgs kustīgums vidē un spēja atbrīvoties, mainoties fizikāli-ķīmiskajiem apstākļiem vidē (Morrison, 1989). Visi šie apstākļi nosaka nepieciešamību analizēt ne tikai metālu kopējo saturu, bet arī to atrašanās formas. Metālu atrašanās formu analīzei piedāvātas vairākas metodes, kuras aplūkotas literatūras apskatā, bet par populārāko var uzskatīt Tesjera un līdzautoru (Tessier et al., 1979) piedāvāto analīzes un metālu atrašanās formu noteikšanas metodi, kura ļauj noteikt vidē sekojošas metālu atrašanās formas (25. zīm.).



25. zīm. Metālu noteikšanas formas ūdenstilpju nogulumos (Tessier et al., 1979).

Šīs metālu atrašanās formu analīzes metodes izmantošana lielā mērā pamatojas gan uz metālu mineraloģisko atrašanos, gan iespējamo atbrīvošanos bioloģisko procesu rezultātā. Izmantojot šo metālu atrašanās formu analīzes shēmu apsekots metālu saturs un noteiktas metālu atrašanās formas Latvijas ezeru un divu upju (Daugava un Gauja) nogulumos (16. tabula).

16. tabula. Metālu atrašanās formu procentuālais sadalījums Gaujas baseina nogulumos (paraugu ievākšanas stacijas 25. zīm.)

Metāls un paraugu ievākšanas vietas	Viegli ekstrahējamā metālu frakcija	Ar karbonātiem saistītā metālu frakcija	Ar Fe-Mn oksīdiem saistītā frakcija	Ar organiskajām vielām saistītā frakcija	Atlikuma frakcija
Cu					
1	z.n.l.*	18.3	6.9	29.6	45.2
2	z.n.l.*	22.4	7.8	28.7	41.1
3	z.n.l.*	17.5	6.3	26.1	50.1
4	0.1	19.8	7.5	31.3	41.2
5	z.n.l.*	17.1	9	28.1	45.8
6	0.1	14.5	7.4	31.6	46.4
7	0.2	17.8	6.2	30.6	43.2
8	0.8	16.4	9.6	29.4	43.8
9	0.8	19.5	7.8	28.6	43.3
10	0.9	17.5	10.4	27.4	43.8

11	0.8	16.5	15.3	32.5	34.9
Cd					
1	0.8	18	18.9	32.8	29.5
2	0.6	14.8	13.9	31.5	39.3
3	0.8	13.4	12.6	32.4	40.6
4	0.3	16.8	20.8	39.3	23.1
5	0.8	18.3	18.6	28	34.3
6	0.3	18.7	24.3	27.8	28.7
7	0.4	16.9	21.9	30.6	30.2
8	0.5	18.5	19.3	28.6	33.1
9	0.3	17.3	20.4	28.7	32.3
10	0.9	18.4	24.5	30.8	25.4
11	0.9	16	21.2	31.9	30.5
Pb					
1	0.7	13.8	9.4	29.6	46.5
2	0.8	13.4	10.6	26.8	48.4
3	0.3	13.8	14.5	25.4	46.0
4	0.3	14.2	12.5	28.7	44.3
5	0.4	16.6	11.8	23.8	47.4
6	0.7	14.7	14.5	23.1	46.8
7	0.8	16.8	12	26.6	43.8
8	0.4	16.2	10.8	22.4	50.1
9	0.6	17.2	11.4	34.4	37.4
10	0.9	19	12.5	24.6	43.0
11	1	17	14.6	28.7	39.7
Ni					
1	0.7	12.8	10.4	26.9	49.2
2	0.8	13.2	9.3	25.4	41.3
3	0.9	12.6	9.8	26.8	49.9
4	0.8	12.9	11.7	31.4	43.2
5	1.1	14.9	7.6	29.2	47.2
6	1.0	12.6	9.4	26.5	50.5
8	0.9	11.8	12.6	28.2	46.5
9	1.0	12.0	13.4	29.8	43.8
10	0.9	13.5	11.4	27.4	46.8
11	1.1	14.0	12.5	31.8	41.6
Co					

1	1.0	18.3	28.9	42.0	2.83
2	0.6	12.9	12.4	35.9	38.0
3	0.9	12.0	12.6	26.7	47.8
4	0.8	12.2	18.6	29.0	39.5
5	0.6	12.3	10.5	26.9	49.7
6	0.9	16.4	8.9	26.9	46.8
7	1.2	14.3	12.3	31.4	40.8
8	1.0	12.8	15.2	33.0	37.0
9	1.0	12.0	16.6	32.0	38.4
10	1.0	13.4	12.4	31.4	41.8
11	1.3	18.0	13.0	30.4	36.4

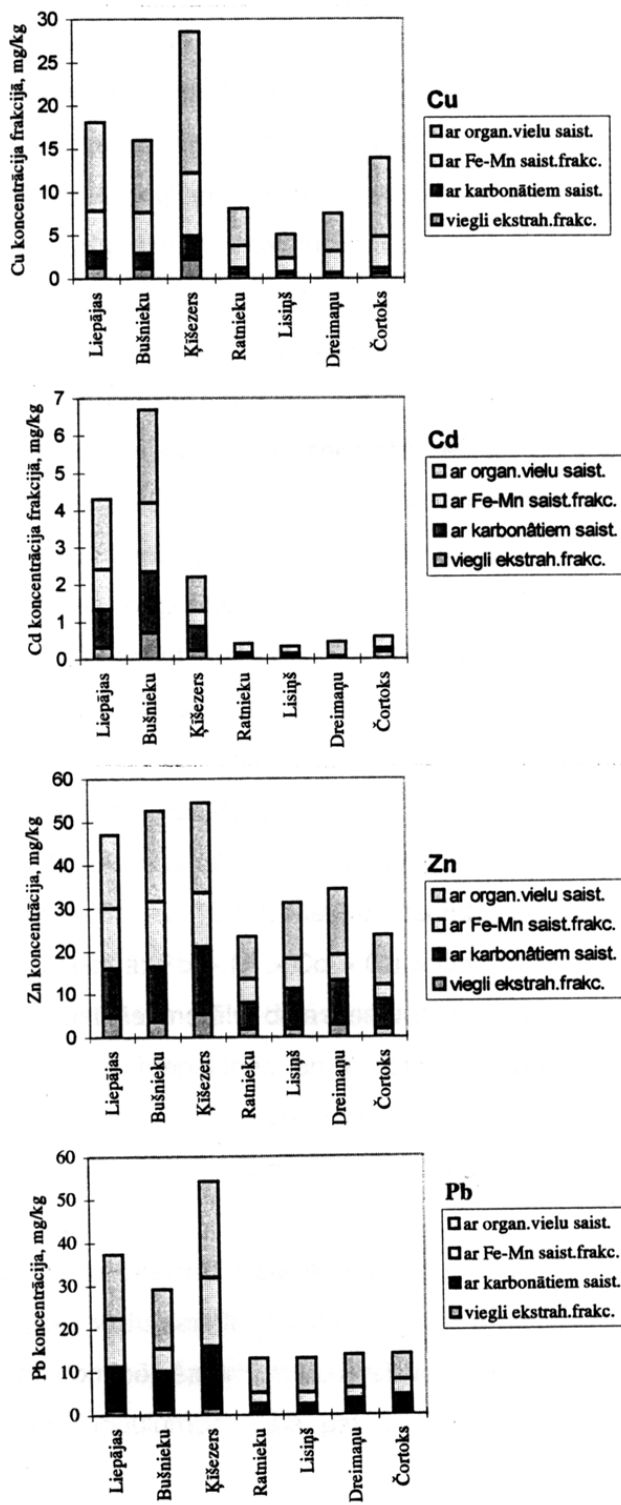
17. tabula. Metālu atrašanās formu procentuālais sadalījums Daugavas baseina nogulumos (novērojuma stacijas 25. zīm.)

Metāls un paraugu ievākšanas vietas	Viegli ekstrahējamā metālu frakcija	Ar karbonātiem saistītā metālu frakcija	Ar Fe-Mn oksīdiem saistītā frakcija	Ar organiskajām vielām saistītā frakcija	Atlikuma frakcija
Cu					
1	0.4	24.3	3.9	19.6	51.8
2	z.n.l.*	32.4	3.8	18.7	45.1
3	0.1	28.2	4.3	26.1	41.3
4	0.1	29.8	6.5	31.3	32.3
5	z.n.l.*	27.1	4.0	27.1	41.8
6	0.3	14.5	7.4	32.4	45.4
7	0.7	12.8	7.2	30.6	48.7
8	0.8	12.4	7.6	31.4	47.8
9	2.1	9.5	9.8	38.6	40.4
Cd					
1	0.8	18.5	18.7	22.8	39.2
2	z.n.l.*	14.3	13.9	21.5	50.3
3	1.8	13.4	12.4	32.4	38.8
4	4.3	16.8	20.8	39.3	18.8
5	1.8	18.3	18.5	28.0	32.8
6	9.3	18.8	24.3	27.8	19.8
7	8.4	14.9	26.9	30.5	19.3
8	10.5	20.6	29.3	29.5	11.1
9	11.3	22.4	30.4	26.7	9.2
Pb					

1	z.n.l.*	13.2	9.4	19.6	57.8
2	z.n.l.*	12.4	10.6	16.8	60.2
3	0.3	13.8	16.5	15.4	54.0
4	0.3	14.2	18.5	28.7	38.3
5	z.n.l.*	15.6	19.8	13.8	50.8
6	0.7	14.7	14.5	23.1	47.0
7	0.8	15.8	20.1	26.4	36.9
8	1.4	16.2	18.9	31.4	32.1
9	1.6	17.1	21.4	33.4	26.5
Ni					
1	0.8	11.8	10.4	26.4	50.6
2	0.7	13.2	8.3	25.4	52.4
3	1.9	12.5	9.8	26.7	49.1
4	1.8	12.9	11.6	32.4	41.3
5	1.1	11.9	7.5	29.2	50.3
6	1.2	12.1	9.4	24.5	52.8
7	1.2	11.8	15.6	38.2	33.2
8	1.4	12.0	16.4	39.8	30.4
Co					
1	0.6	11.8	18.3	28.6	40.7
2	0.6	11.9	11.4	25.9	50.2
3	0.7	12.0	12.6	26.4	48.3
4	0.8	12.2	18.5	29.9	38.6
5	0.5	11.3	10.4	26.7	51.1
6	0.9	11.4	8.7	26.3	52.7
7	1.1	11.3	11.3	31.2	43.7
8	1.0	12.2	11.8	33.0	42.0
9	1.3	12.0	15.6	36.4	34.4

Metālu saturs Daugavas un Gaujas nogulumos un to atrašanās formas apkopotas tabulās 16, 17. Kā redzams, tad pastāv visai ievērojamas atšķirības starp metālu saturu dažādās frakcijās, pie kam metālu atrašanās formas mainās gan starp aplūkotajām upēm, arī to teces garumā, gan arī apsekotajos ezeros (26. zīm.). Viegli ekstrahējamā metālu daļa ir tā, kas nogulumos, galvenokārt, ir saistīti elektrostātiskās sorbcijas rezultātā (Tessier et al. 1979) un atbrīvojas, izmainot vidē jonu spēku (ekstrahējot nogulumu paraugu ar 1 M  $MgCl_2$ , pH 7, 2 stundas). Tajā pat laikā šī ir tā metālu daļa, kas var atbrīvoties visvieglāk un tādejādi nosaka vides piesārņojuma līmeņus iekšējā metālu pieplūdes rezultātā (atšķirībā no to ārējās pieplūdes). No vides aizsardzības viedokļa metālu frakcija, kas vistiešāk var apdraudēt hidroekosistēmas un cilvēka veselību. Tajā pat laikā viegli ekstrahējamajā frakcijā atrodami metāli reprezentē to kopējā metālu daudzuma daļu, kas sedimentos nokļuvuši relatīvi nesēn un nav pilnībā iesaistījušies reakcijās, kuras noved pie savienojumiem, kas tipiski metāliem tiem atrodas ūdenstīpju nogulumos. Visos apsekotajos punktos zemas ir viegli ekstrahējamās metālu daļas vērtības - zem 2 % no kopējā metālu

daudzuma.



26. zīm. Metālu atrašanās formas ezeru nogulumos.

Absolūtās metālu koncentrācijas viegli ekstrahējamā frakcijā mainās sekojošā secībā: Mn >> Fe >> Zn > Ni > Co > Cd > Pb > Cu. Tajā pat laikā relatīvais metālu daudzums (metālu daļa no to kopējā daudzuma dažādās frakcijās) atšķiras un pēc relatīvā daudzuma metāli izkārtājami sekojošā rindā: Co > Ni > Cd > Pb > Cu > Fe > Mn. Tieši metālu relatīvā daļa, kas atrodas viegli ekstrahējamā frakcijā atspoguļo vides piesārņojuma bīstamību ar katru konkrēto metālu. Analizējot metālu satura izmaiņas gar upes teci redzams, ka lejpus piesārņojuma avotiem (pilsētām) konstatējams viegli ekstrahējamās frakcijas satura pieaugums. Ievērojami metālu daudzumi var atrasties nogulumos saistīti ar karbonātiem (izdala ekstrahējot ar 1 M nātrija acetātu, pH 5). Var



pieņemt, ka metāli var būt saistīti ar karbonātiem, vai nu kā atsevišķas fāzes vai arī aizstājot karbonātos kalciju vai magniju (Batley, 1989). Absolūtās metālu koncentrācijas, kas saistīti ar karbonātiem samazinās sekojošā secībā: Cu > Pb > Cd > Ni > Co.

Analizējot metālu telpisko izplatību redzams, ka paaugstināts metālu saturs, kas saistīts ar karbonātiem konstatējams ūdenstilpju daļās, kurās augstāks karbonātu saturs. Tajā pat laikā ar organiskajām vielām bagātos nogulumos ar karbonātiem saistīto metālu saturs ir relatīvi niecīgs. Tas pats attiecas uz metālu saturu upju nogulumos lejpus pilsētā, īpaši estuāros (Gaujas un Daugavas gadījumā). Ekstrahējot nogulumos ar hidroksilamīna šķīdumu skābā vidē (pH 2), iespējams atbrīvot metālu daļu, kas saistīta ar dzelzs-mangāna oksīdiem. Arī šīs frakcijas saturs ir relatīvi niecīgs un šīs frakcijas vērtības nosaka metālu tieksme attiecībā pret Fe-Mn oksīdiem (Batley, 1989). Metālu absolūtās koncentrācijas šajā frakcijā izmainās sekojošā secībā: Pb > Ni > Co > Cu > Cd. Kā tas redzams analizējot ar Fe-Mn oksīdiem saistītās metālu daļas saturu, tad paaugstinātas šīs frakcijas vērtības, konstatējamās ūdenstilpēs jeb to daļās, kurās dabisku faktoru darbības rezultātā konstatējama paaugstināts dzelzs oksīdu saturs. Paaugstināts šīs frakcijas metālu saturs konstatējams vietās, kurās tiek ievadīti arī rūpnieciski notekūdeņi.

Nogulumu apstrāde ar ūdeņraža peroksīdu un amonija acetātu skābā vidē ļauj atbrīvot ar organisko vielu saistīto metālu daļu. Ar organisko vielu saistītā metālu frakcija ir viena no dominējošajām metālu frakcijām pēc to izplatības un daudzuma Latvijas ūdenstilpju nogulumos. Tajā pat laikā šīs frakcijas relatīvais saturs ir atkarīgs vispirms no organiskās vielas daudzuma nogulumos un metālu pieplūdes procesu līdzsvara. Atbilstoši ar organisko vielu saistītās metālu frakcijas daļa ir augstāka nogulumos, kuros ir intensīva organiskās vielas producēšanas ātrums un intensīvs piesārņojošo vielu pieplūdes ātrums. Tas nosaka ar organisko vielu saistītās metālu frakcijas nozīmību ūdenstilpju nogulumos upēs, lejpus pilsētām. Šī metālu daļas bioloģiskā pieejamība, ir uzskatāma par augstu, jo būtiska daļu metālu, kas saistīti ar organisko vielu var būt asimilējama augstākajiem ūdensaugiem un bentosa organismiem (Morrison, 1989). Var pieņemt, ka tieši šajā metālu frakcijā atrodamo metālu raksturo augsts bioakumulācijas koeficients. Metālu relatīvo saturu šajā frakcijā lielā mērā nosaka metālu kompleksveidošanās intensitāte ar humusvielām, un no šī viedokļa atzīmējama kadmija relatīvi niecīgākā daļa ar organisko vielu saistītajā frakcijā (Kļaviņš, 1993). Atlikuma frakciju reprezentē metāli, kas saistīti pamatā ar alumuosilikātiem un citiem minerāliem, kas atbrīvojas tikai nogulumos apstrādājot tos ar slāpekļskābes /perhlorskābes maisījumu (100 °C, 5 st.). Var pieņemt, ka šajā frakcijā atradušies metāli vides izmaiņu rezultātā nevar atbrīvoties un ir uzskatāmi par inertiem. Latvijas ūdenstilpju apsekojums parāda, ka lielākā daļa metālu atrodas tieši šajā frakcijā.

Veiktais apsekojums pierāda, ka Latvijas iekšējie ūdeņi relatīvi reti piesārņoti ar metāliem. Piesārņotus reģionus upju gadījumā var konstatēt lejpus pilsētām, kā arī vietās kurās tiek ievadīti neatfiltrēti rūpnieciskie notekūdeņi. Apsekojums rāda, ka svarīgi ir noteikt ne tikai metālu kopējo vai absolūto saturu, bet arī to atrašanās formas, kuras no metālu akumulēšanās viedokļa precīzāk atspoguļo ne tikai vides piesārņojuma ar metāliem bīstamību dzīvajiem organismiem, bet arī metālu akumulācijas procesu specifiku.

## 5. SECINĀJUMI

1. Veikts fosfora kopējā satura apsekojums un noteiktas fosfora atrašanās formas (kopējais izšķīdušais fosfors, ar suspendētajām vielām saistītā fosfora frakcija, izšķīdušais reaģējošais fosfors, izšķīdušais organiskais fosfors) 23 ezeru un 5 upju ūdenī (Venta, Lielupe, Daugava, Gauja, Salaca) to teču garumā. Veiktie pētījumi Latvijas ūdenstilpēs parāda, ka fosfora formu identifikācija ūdens vidē ir būtiska ūdenstilpēs, kas satur augstas organisko vielu koncentrācijas (īpaši eitrofos un distrofos ezerus, upes lejpus pilsētām). Parādīta šīs metodes izmantošana atšķirīga trofiskā statusa ūdenstilpēs tajās notiekošo procesu izvērtēšanai un antropogēnās ietekmes analīzei. Rezultāti liecina, (pētot procesus Salacas upes baseinā), ka zemes lietojuma veida sadalījums, minerālmēslu lietošanas samazināšanās un lauksaimniecisko zemju struktūras izmaiņas nosaka fosfora slodzes izmaiņas ūdenī.

2. Pētot fosfora atrašanās formas (viegli ekstrahējamā fosfora frakcija, ar dzelzs un alumīnija savienojumiem saistītā fosfora frakcija, ar kalcija savienojumiem saistītā fosfora frakcija) Latvijas ūdenstilpju nogulumos,

konstatēts, ka atrašanās formu izmaiņas ir noteikusi cilvēku saimnieciskā darbība un zemes lietojuma veids, ūdenstilpes trofijas pakāpe, kā arī ūdenstilpju morfoloģiskie un hidroloģiskie rādītāji. Paaugstināts viegli ekstrahējamās fosfora frakcijas saturs konstatēts ezeriem, kur pastiprināta organisko vielu pieplūde ir saistīta ar cilvēku saimniecisko darbību ezeru sateces baseinā. Salīdzinoši zemas ar kalciju saistītās frakcijas saturs konstatēts distrofos ezeros, kur iespējami cieša var būt fosfora saistība ar relatīvi stabilajām organiskajām vielām.

3. Pielietojot vispāratzītas metodes, tika noteiktas kritiskās fosfora slodzes vērtības morfoloģiski atšķirīgām ūdenstilpēm. Konstatēts, ka lielākajai daļai pētīto ūdenstilpju kritiskās slodzes vērtības ievērojami pārsniedz faktiskās slodzes vērtības un līdz ar to norāda uz biogēno elementu akumulāciju ūdenstilpēs, rezultātā veicinot ūdenstilpju eutrofikāciju.

4. Metālu kopējās satura analīze nogulumos ir parādījusi reģionālās atšķirības metālu koncentrāciju ziņā, kā arī saimnieciskās darbības ietekmi pilsētu teritorijās esošajās ūdenstilpēs. Konstatēta gaisa masu pārnese nozīme smago metālu saturā ūdenstilpju nogulumos.

5. Atšķirīgu metožu pielietošana (AAS un EDRF) metālu kopējā satura noteikšanai ļauj salīdzināt un konstatēt katras metodes priekšrocības. EDRF kā absolūtā metālu satura analīzes metode piemērotāka metālu satura ģeokīmiskā izpētē, bet no vides piesārņojuma analīzes viedokļa korektāk ir izmantot AAS metodi.

6. Noteiktas metālu atrašanās formas (ar suspendētajām vielām saistītā metālu frakcija, ar organiskajām vielām saistītā metālu frakcija un metāli jonu formā) Latvijas lielāko upju (Daugavas, Ventas, Lielupes, Salacas) ūdeņos. Lielākā daļa no ūdeņos esošā metālu daudzuma atrodas formās, kuras raksturo spēja veidot augstmolekulārus agregātus un akumulēties ūdenstilpēs, un tikai relatīvi neliela metālu daļa atrodas jonu formā, kas var tikt brīvi transportēta.

7. Noteiktas metālu atrašanās formas (viegli ekstrahējamā metālu frakcija, ar karbonātiem saistītā metālu frakcija, ar dzelzs un mangāna oksīdiem saistītā frakcija, ar organiskajām vielām saistītā frakcija un atlikuma frakcija) pēc trofijas pakāpes atšķirīgu ezeru nogulumos. Konstatēts, ka atrašanās formu sadalījumu būtiski ietekmē saimnieciskā darbība, kas nosaka organisko vielu pieplūdes specifiku. Atsevišķu metālu formu īpatsvaru nosaka dabiskās ūdeņos esošās vielas (piemēram, karbonāti, dzelzs un mangāna oksīdi u.c.).

## 6. LITERATŪRAS SARAKSTS

1. Ahl T. 1972. Plant Nutrients in Swedish Lake and River Waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18: 362-369
2. Alexander G.R. 1978. The retiance for a ban on detergent phosphate in the Great Lake Basin. In *Phosphorus in the Environment: its chemistry and biochemistry*. A Ciba Foundation Symposium, Elsevier, Amsterdam: 269-284
3. Allen H.E., Hall R.H., Brisbin T.D. 1980. Metal Speciation. Effects on Aquatic Toxicity. *Environ. Sci. Technol.*, 14, 441-443
4. Alloway B.J. 1993. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic & Professional, Chapman & Hall, 135-146
5. Andersson T. 1993. Mercury and Radiocesium in Swedish Lakes. Ph.D. Thesis, Umeå University
6. APHA (American Public Health Association). *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC: APHA; 1992
7. Balmer P., Hultman B. 1988. Control of Phosphorus Discharges: Present Situation and Trends. *Hydrobiologia* 170: 305-319

8. Bankovsky J.A., Vircavs M.V., Veveris O.E., Pelne R., Vircava D.- Talanta, 1987, 34: 179-184
9. Batley G.E. 1989. Trace Element Speciation: Analytical Methods and Problems. CRC Press, Boca Roton
10. Белоконь В. Н., Нахшина Е. П. 1993. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра. III Кобальт, Медь, Цинк. Гидробиол. 29 (1), 99-106
11. Бериня Д. Ж., Калвиня Л. К. 1990. Региональные фоновые выпадения соединений металлов в Латвийской ССР. Рига: Зинатне, 152
12. Berner E.K. & Berner R.A. 1996. Global Environment: Water, Air and Geochemical Cycles. 1996. Prentice-Hall, Inc., London, Sydney, 236-280
13. Богословский Б. Б. 1970. Внешний водообмен водоемов и некоторые особенности водных масс пресных озер. В кн.: Режим озер. Вильнюс, 1970, т. 1 с. 237-258
14. Bercheiser V.E., J.J. Street P.S.C. Rao & T.L. Yuan 1980. Partitioning of Inorganic Orthophosphate in Soil-Water Systems. CRL. *Crit. Rev. Envir. Control*. 10: 179-224
15. Borg H., Johansson K. 1989. Metal Fluxes to Swedish Forest Lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*. 47: 427-440
16. Borgmann D., Charlton C.C. 1984. Copper Complexation and Toxicity to Daphnia in Natural Waters. *J. Great Lakes Res.*, 10, 393-398
17. Bourg A.C.M., Mouvet C. 1984. Complexation of Trace Metals in Natural Waters, Kramer, C.J.M., Duinker, J.C./ Eds., Martinus Nijhoff, The Hague, 267
18. Bowen H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of Elements. London: Academic Press, 125-139
19. Briede A., Zvirgzds A. 1993. Dystrophic Lakes Studies in Teiču Bog Reserve. In: Limnological Bases of Lake Management, ILEC, Tihany, Hungary, 114-116
20. Briede A., Kļaviņš M., Rodinovs V. 1995. Landuse impact on nutrient transport in the Salaca River Basin. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, 3/4: 123-128
21. Brink J.W. 1978. World Resources of Phosphorus. In: Phosphorus in the Environment its Chemistry and Biochemistry. a Ciba Foundation Symposium. Elsevier, Amsterdam, 23-48
22. Bryan G.W. & Langston W.J. 1992. Bioavailability, Accumulation and Effects of Heavy Metals in Sediments with Special Reference to United Kingdom Estuaries: a Review. *Environ. Pollut.* 76: 89-131
23. Cadmium and mercury in Estonia. 1994. A Material Flow Analysis and Prevention Strategy. Centre for Alternative Social Analysis, 99-146
24. Chang S.C. & M.L. Jackson. 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.* 84: 133-144
25. Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems / Ed. J. Buffle, R.R. de Vitre, 1994, Boca Raton: Lewis Publishers
26. Dauvalter V. 1992. Concentration of Heavy Metals in Superficial Lake Sediments of Pechenga District, Murmansk region, Russia., *Vatten* 48:141-145
27. Demayo A., Davis A.R., Forbes M.A. (1978) Forms of Metals in Water. In: Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, 87, 10-13
28. Dillon P.J. 1975. The Phosphorus Budget of Cameron Lake, Ontario: The Importance of

Flushing Rate to the Degree of Eutrophy of Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19: 28-39

29. Dillon P.J., Kircher W.B. 1975. The Effects of Geology and Land Use on the Export of Phosphorus from Watersheds. *Wat. Res.* 9: 135-148

30. Driscoll C.T., Chehg Y., Schofield C.L., Munson R.K., Holsapple J. 1994. The Mercury Cycle and Fish in the Adirondack Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 3: 136-142

31. Druvietis I., Urtāne L., Sprinģe G., Briede A., Kļaviņš M. 1995. Studies on Planktonic Communities in Small Brown Water Lakes in Teiču Bog Reserve, Latvia. 6th International Conference on Conservation and Management of Lakes. Kasumigura'95, University of Tsukuba, Tsucuba, 848-852

32. Eiseltova M. (ed.), (1994). Restoration of Lake Ecosystems - a Holistic Approach. *IWRB publ.* 32. 182

33. Emmerson, W.D. 1989. The Nutrient Status of the Sundays River Estuary South Africa. *Wat. Res.* 23 (8): 1059-1067

34. Faafeng A.B., Hessen, D.O. 1993. Nitrogen and Phosphorus Concentrations and N:P Ratios in Norwegian Lakes: Perspectives on Nutrient Limitation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 465-469

35. Florence T.M., Batley G.E. 1976. Trace Metal Species in Seawater. *Talanta*, 23, 179-186

36. Forsberg C., Ryding S.O., Ceasson A., Forsberg A. 1978. Water Chemical Analyses and / or Algal Assay? Sewage Efficient and Polluted Lake Water Studies. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 21: 352-363

37. Förstner U. 1982. Accumulative Phases for Heavy Metals in Limnoc Sediements. *Hydrobiologia*, 91, 269-315

38. Gadh R., Tandon S.N., Mathur R.P., and Singh O.V. 1993. Speciation of Metals in Vamuna River Sediments. *The Sci. Tot. Environ.*, 136, 229-242

39. Golterman H.L. (1973) Natural Phosphate Sources in Relation to Phosphate Budgets: a Contribution to the Understanding of Eutrophication. *Water Res.* 7: 3-18

40. Griffith E.J., Beeton A., Spencer J.M., Mitchell D.T. 1973. Environmental Phosphorus Handbook. John Wiley & Sons, NY-London-Sydney-Toronto

41. HACH Water Analysis Handbook 1992. (*HACH*, Loveland), 2nd ed.

42. Håkanson et al., 1990. Mercury in Fish in Swedish Lakes - Linkages to Domestic and European Sources of Emission. *Water, Air, and Soil Pollution*, 50: 171-191

43. Hart T.B. 1982. Trace Metals in Natural Waters. I. Speciation. *Chemistry in Australia*, 49, 7: 260-265

44. Hashimito M. 1991. Socio-Economic Aspects of Lake Reservoir Management. Ed. by M.Hashimito. In: Guidelines on Lake Management, Vol. 2: 7-19

45. Heathwaite A.L. 1994. Chemical Fractionation of Lake Sediments to Determine the Effects of Landuse Change on Nutrient Loading. *Journal of Hydrology*, 159: 395-421

46. Hecky R.E., Kilhom P. 1988 Nutrient Limitation of Phytoplankton in Freshwater and Marine Environments: a Review of Recent Evidence on the Effects of Enrichment. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 796-822

47. Hietjes A.H.M. & Lijklema L. 1980. Fractionation of Inorganic Phosphorus in Calcareous Sediments. *J. Environ. Qual.* 9:405-407
48. Holtan H., Kamp-Nielsen L., Stuanes A.O. 1988. Phosphorus in Soil, Water and Sediment: an Overview. In: Phosphorus in Freshwaters Ecosystems. *Proceedings of a Symposium*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 178-196
49. Изменение в системе «Водосбор - озеро» под влиянием антропогенного фактора 1983. Под ред. И.Н.Сорокин. Ленинград, «Наука» 240 стр.
50. Johansson K. 1985. Mercury in Sediment in Swedish Forest Lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 2359-2363
51. Johansson K. 1989. Metals in Sediment of Lakes in Northern Sweden. *Water, Air, Soil Pollut.*, 47, 441-155
52. Karlsson G., Grimvall A., and Lowgren M. 1988. River Basin Perspective on Long-Term Changes in the Transport of nitrogen and Phosphorus. *Wat. Res.* 22, 2: 139-149
53. Karlsson G., Lowgren M. 1990. River Transport of Phosphorus as Controlled by large Scale Use Changes. *Acta Agric. Scand.* 40: 149-162
54. Kauppi L., 1979. Effects on Land Use on the Diffuse Load of Phosphorus and Nitrogen. *Nordic Hydrology*, 79-88
55. Keeney D.R., DeLuca T.H. 1993. Des Moines River Nitrate to Watershed Agricultural Practices: 1945 Versus 1980s. *J. Environ. Qual.* 22: 267-272
56. Китаев С.П. 1984. Экологические основы биопродуктивности озер разных зон. Москва: «Наука», 1984, 204 стр.
57. Kļaviņš M., Briede A., Kļaviņa L., Rodinov V. 1995. Metals in sediments of lakes in Latvia. *Environment International*, 21,4: 451-458
58. Kļaviņš M. 1993. Latvijas ūdeņu humusvielas. Rīga, Roskilde, 88.
59. Kļaviņš M. 1995. Vides ķīmija, LU izdevniecība: Rīga, 208 lpp.
60. Kļaviņš M. 1996. Ūdens kvalitātes pētījumu vēsture Latvijā. *Latvijas Vēsture*, 2, 21: 71-76
61. Kļaviņš M., Urtāns A., Cinis U. 1992. Heavy Metals in Aquatic Macrophytes in North Latvia Rivers and Lakes. *Latvijas Zinātņu Akadēmijas Vēstis*, 5: 54-57
62. Kļaviņš M., Bajārs G., Stikāns M., Briede A. 1995. Metals in Sediments of Lakes in Latvia. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, 3 / 4:113-119
63. Kļaviņš M., Briede A. 1995. Metālu un fosfora atrašanās formas ūdenstilpju nogulumos. Konf. tēzes. Vides piesārņojuma analīze, metodika un problēmas. Rīga, RTU
64. Kļaviņš M., Briede A. 1995. Phosphorus speciation in surface waters of Latvia. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, 3 / 4: 119-123
65. Kļaviņš M., Parele E., Druvietis I., Briede A., Cimdiņš P. 1994. Heavy metals speciations in sediments of the Gauja River, Latvia. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, 718 118-122
66. M.Kļaviņš, U.Cinis, A.Briede 1994. Heavy metal and phosphorus speciation in sediments of lakes in Latvia In: Abstracts of 3rd International Symposium on environmental geochemistry Krakow, p.197

67. M.Kļaviņš, A.Briede, E.Parele 1995. Metal fluxes and accumulation in bog lakes of Latvia In: Environmental Science and Vulnerable Ecosystems. Abstracts of Fifth SETAC-Europe Congress, Copenhagen, 181
68. Kļaviņš, M., Prikšāne A. 1994. Ekotoksikoloģija. Rīga: LU.
69. Клявиньш, М., Цинис У. 1992. Определение форм нахождения металлов в воде поверхностных водоемов. *Latvijas Ķīmijas Žurnāls*, 6: 702-706
70. Kumsāre A., 1960. Latvijas PSR iekšējo ūdeņu limnoloģiskie pētījumi / Latvijas PSR iekšējo ūdeņu zivsaimniecība, Latvijas Zinātņu Akadēmijas izdevniecība, 4: 5-25
71. Latvijas Daba. 1994. Enciklopēdija. 1. daļa. Rīga, "Latvijas Enciklopēdija", 255
72. Latvijas Daba. 1995. Enciklopēdija. 2. daļa. Rīga, "Latvijas Enciklopēdija", 255
73. Lean D.R.S. 1973. Movements of Phosphorus Between Its Biologically Important Forms in Lake Water. *J.Fish Res. Can.* 30: 1525-1536
74. Leinerte M. 1988. Ezeri deg! Rīga, Zinātne, 94
75. Leinerte M. 1987. Talsu pauguraines ezeru atšķirība no pārējiem ezeriem. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība*, 3: 17-20
76. Leone A., 1993. Assessment and Mitigation of the Effects of Land Use in a Lake Basin (Lake Vico in Central Italy). *J. Environ. Management*, 39: 39-50
77. Лиєпа Р., Качалова О., Цимдиньш П. 1986. Евтрофирование малых озер Латвии. Рига, Зинатне, 250 стр.
78. Linden O., Sundblad K., Brandt M., Wittgren H. B. 1993. Diffuse Pollution of Coastal Waters - a Study of Nutrient Transport and Retention in a Small Watershed of Southern Sweden. *Vatten* 49: 5-16
79. López-Sánchez J.F., Rubio R., Rauret G. 1994. Heavy metal partitioning in Sediments of a Highly Polluted Mediterranean River (Besos, Barcelona, NE Spain). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 2047-2050
80. Lucey K.J., Goolsby D.A. 1993. Effects of Climatic Variations over 11 years on Nitrate - Nitrogen Concentrations in the Raccoon River, Iowa. *J. Environ. Quality* 22: 38-46
81. Luoma S.N. 1983. Bioavailability of Trace Metals to Aquatic Organisms. *Sci. Total. Environ.*, 28, 1-29
82. Luoma S.N. 1989. Can We Determine the Biological Availability of Sediment-Bound Trace Elements? *Hydrobiologia*, 176, 379-396
83. Malmqvist P.-A. 1983. Urban Stormwater Pollutant Sources. Ph.thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg: 343-371
84. McClellan, G.H., Hignett. 1978. Some Economic and Technical Factors Use of Phosphate Raw Materials. In: P in the Environment; its Chemistry and Biochemistry. A Ciba Foundation Symposium. Elsevier, Amsterdam: 49-64
85. McKelvey V.E., 1973. Abundance and Distribution of Phosphorus in the Lithosphere. In: Griffith E.A., Beeton A., Spencer J.M. and Mitchell (eds.), Environmental Phosphorus Handbook: J.Wiley

& Sons NY: 13-31

86. Melluma A. 1990. Latvijas teritorijas antropogēnā noslodze. Rīga: LATZPI, 80 lpp.
87. Melluma A., Leinerte M. 1992. Ainava un cilvēks. Rīga: Avots, 1992, 175 lpp.
88. Mizuike A. 1987. Recent Developments in Trace Metal Speciation in Fresh Water. *Pure & Appl. Chem.*, 59, 4: 555-564
89. Monitoring of Inland Waters. 1980. OECD Eutrophication Programme the Nordic Project. *NORDFORSK* Secretariat of Environmental Sciences Publication, 2: 8-207
90. Morrison G.M.P., Batley G.E., Florence T.M. 1989. Metal Speciation and Toxicity. *Chem. Brit., (B)*: 791-796
91. Morrison G.M.P., 1987. Bioavailable Metal Uptake Rate Determination in Polluted Waters by Dialysis with Receiving Resins. *Environ. Technol. Lett.*, 8, 393
92. Murphy J. & Riley J. P. 1962: A Modified Single Solution Method for the Determination of Phosphate in Natural Waters. *Analyt. Chem. Acta.* 27: 31-36
93. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. – М.: Мир, 1987. 288 с.
94. Nair K.C., Balchand A.N., Nambisan, P.N.K. 1991. Heavy Metal Speciation in Sediments of Cochin Estuary Determined Using Chemical Extraction Techniques. *Sci. Total Environ.*, 102: 113-128
95. Nature Protection for North Vidzeme Area, Latvia (1993) EPCEM Study Report 1993 (Leiden University, Leiden), 35-76.
96. Nikodemus O., Brūmelis G., 1994. The Spatial Dynamics of Atmospheric Pollution in Latvia and the Baltic Republics, as Measured in Mosses, Topsoil and Precipitation. *GeoJournal*, 33(1), 71-80
97. Novikov J., Šickovoj A.P. 1990. Metodes ūdens kvalitātes pētījumiem ūdenstilpēs. M.: Medicīna, 400
98. Nriagu J.O. 1979. Global Inventory of Natural and Anthropogenic Emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279, 409-411
99. Ozoliņš V. 1932. Latvijas ezeru skaits un platība. *Folia Zool. Hydrobiol.*, IV, 1.
100. Ojjaver E. 1995. Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990. Edit. Ojjaver E., Estonia Academy Publisher, Tallin, 33-40
101. Pera F., Ramane H. 1959. Hidroķīmiskie pētījumi sakarā ar Latvijas PSR ezeru tipoloģiju. *Latv. PSR ZA Vēstis*, 6
102. Пер Ф.Л. 1966. Гидрохимические особенности возвышенности западной Латвии. *Latv. PSR ZA Vēstis*, 12: 58-70
103. Пер Ф.Л. 1962. Гидрохимическая характеристика глубоких озер Латвийской возвышенности. Изв. АН Латв.ССР, 8: 64-79
104. Перельман А.И. 1987. Геохимия. М., изд-во Высшая школа, 528
105. Principles of Lake Management. 1989. In: Jorgensen, S.E. and Vollenweider, R.A. (ed.) Guidelines of Lake Management. ILEC, Japan, 199

106. Rauret G., Rubio R., Lopez-Sanchez J.F., Casassas E. 1988. Determination and Speciation of Copper and Lead in Sediments of Mediterranean River (river Tenes, Catalonia, Spain). *Wat. Res.* 22, 4: 449-455
107. Riņķis G., Osvalde A., Ramane H., Kunicka T. 1993. Atomabsorbcijas metodes pielietošanas paņēmieni Pb, Cd, un Ni noteikšanai bioloģiskajos objektos. *LZA Vēstis. B.* 10 (555), 49-53
108. Riņķis G., Ramane H., Osvalde A., Kunicka T. 1992. Traucējumu novēršana svina kobalta un niķeļa noteikšanā ar atomabsorbcijas metodi. *LZA Vēstis. B.* 12, 57-61
109. Rodel M. G., Armstrong D. E., Harris R. F. 1977. Sorption and Hydrolysis of Added Organic Phosphorus Compounds in Lake Sediments. *Limnol. Oceanogr.* 22: 415-422
110. Ron Vaz, L., Edwards T., Shand C., Cresser M. 1993. Quantification of Phosphorus Fraction in Soil Solution. *The Science of the Total Environment*, 135: 67-71
111. Россолимо Л.Л. Озерное накопление органического вещества и возможности его типизации. В кн.: Типизация озерного накопления органического вещества. М., 1976, с. 3-10
112. Salomons W., Förstner U. 1984. Metals in the hydrocycle. Berlin: Springer-Verlag
113. Sawyer C.N. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. *N.Engl. Water Works Ass.* 61: 109-127
114. Semb A., Pacyna J.M. 1988. Toxic Trace Elements and Chlorinated Hydrocarbons: Sources, Atmospheric Transport and Deposition. Copenhagen: Nord
115. Sharma Y.C., Prasad G., Rupainwar D.C. 1992. Heavy metal pollution of River Ganga in Mirzapur, India. *Internat. J. Environ. Stud.*, 40, 41-53
116. Сизов Н.В. 1959. Физико-географическая характеристика некоторых озер Латвийской ССР. Рига, Изд. Академии Наук Латв. ССР, стр. 56
117. Skromanis A., Reinfelde L., Timbare R. 1994. Latvijas augšņu agroķīmiskās īpašības (1959.-1990.gads). *Ražība*, 9.laid.: 59-63
118. Slaučītājs L. 1937. Latvijas ezeri / Latvijas Daba, Zeme un Tauta, Rīga, Valtera un Rapas akc. sab. izdevums, I sēj.
119. Sonzogni, W. C., Chapra, S. C., Armstrong, D.E. Logan, T.J. 1982. Bioavailability of Phosphorus. Inputs to Lakes. *J. Envir. Qual.* 11: 555-563
120. Sprinģe G., Cimdiņš, P., Liepa, R., Briede, A. 1994. Development of Morphometrically Eutrophic Lakes in Latvia. Strategies for Lake Ecosystems beyond 2000, Italy, 188-190
121. Stakle, P. 1935. Lielie ezeri Rīgas apkārtnē: L. un M. Baltezers, Juglas ezers, Ķīšezers un Babītes ezers. *Folia Geogr.*, V.
122. Standard Methods for the Examination Water and Wastewater (1988) (Fisher, Jena)
123. Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах. 1979. Под ред. Андрушайтис, Г., Рига, Zinātne
124. Taylor, R. 1993. Effect of Fertilization Level and Atmospheric Conditions on Run-Off Size of Fertilizing Substances from the Agriculture Catchments in Reda River Basin. *Wiadomosci Instytutu meteorologii i Gospodarki Wodnej.* XVI (XXXVII): 55-



125. Taylor, R., Dyduch, W., Kowalevska, K. 1991. The Effect of Meteorological Conditions on Nutrient Transport from Agricultural Watershed to River Basin. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 38:11-22
126. Tessier, A., Campbell, P.G.C., Bisson, M. 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Anal. Chem.*, 51: 844-851
127. Vaithyanathan, P. and Correll, D.L. 1992. The Rhode River Watershed: Phosphorus Distribution and Export in Forest and Agricultural Soils. *J. Environ. Quality*, 21: 280-288
128. Verta, M. 1990. Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs: Anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish. In: *National Board of Waters and the environment*, Finland.
129. Vides Aizsardzības Politikas Plāns Latvijai, 1995. Rīga, 31-33
130. Virčavs M., Taure I., Njåstad O., Steinnes E. 1995. An Evaluation of the Environmental State of Lake Liepāja (Latvia) Using Elemental Distributions in Sediment. *Chem. Geol.*, 124: 135-141
131. Vollenweider R.,(ed.) 1982. Eutrofication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Paris, Report organization for Economic Co-Operation and Development 78- 95
132. Williams J.D.H., Shear H., Thomas R.L. 1980. Availability to Scenedesmus Quadricauda of Different Forms of Phosphorus in Sedimentary Materials from the Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 25: 1-11
133. Zīverts A. 1995. Ievads hidroloģijā: Mācību palīgīdzeklis būvniecības, mežniecības, videssaimniecības un zemes ierīcības specialitāšu studentiem. Jelgava: LLU, 97 lpp.

## DARBĀ IZMANTOTO JĒDZIENU SKAIDROJŠĀ VĀRDNĪCA

*Atrašanās forma* - savienojums, kura veidā elements atrodas attiecīgajā vidē.

*Ūdenstilpe* - dabiskas tekošu vai stāvošu (upes, ezeri) ūdeņu uzkrāšanās vietas.

*Lotiskās sistēmas* - tekošu ūdeņu ekosistēmas

*Lentiskās sistēmas* - stāvošu ūdeņu ekosistēmas

*Nosacītā ūdens apmaiņa*- nosacīts visa ezera ūdens masas atjaunināšanās laiks uz to ūdeņu rēķina, kas gada laikā pietek no ūdens sateces baseina. Skaitliski to aprēķina pēc formulas:  $A=V/W$ , kur V-vidējais ūdens tilpums ( $m^3$ ), kas gada laikā no sateces baseina saplūst ezerā, W - ezera tilpums ( $m^3$ ) pie vidējā ūdens līmeņa (Leinerte, 1988).

*Specifiskais baseins* ir lielums, kas rāda, cik reizes ūdens sateces baseina platība pārsniedz ezera platību.

*Pamatbaseins jeb tiešais baseins* - ir daļa no ūdens sateces baseina, un to veido ezeram piegulošās zemes. Pamatbaseina ūdensšķirtni nosacīti var iedomāties kā līniju, kas novilkta pa reljefa augstākajiem punktiem visapkārt ezeram.

*AAS* - atomu absorbcijas spektrometrija

*EDRF* - elektronu dispersā rentgenstaru fluorescence

*EVS* - elektrovadītspēja

## **PATEICĪBA**

Vislielāko pateicību es izsaku saviem zinātniskajiem vadītājiem -  
prof. Mārim Kļaviņam un akad. Pēterim Cimdiņam.

Es vēlos pateikties prof.M.Kļaviņam par praktisku ievirzi šāda veida pētījumos, kas  
palīdzēja man izprast dažādu ķīmisku procesu īpatnības, par daudzajiem  
vērtīgajiem norādījumiem, kritiskām piezīmēm un morālu atbalstu.

Es izsaku pateicību akad. P.Cimdiņam par ievirzi limnoloģiskajos pētījumos un  
vērtīgiem norādījumiem.

Īpašu pateicību es esmu parādā M.Dzenei, M.Purītei un V.Rodinovam par ķīmisko  
analīžu veikšanu, par palīdzību materiāla pirmapstrādē.

Es pateicos saviem kolēģiem Hidrobioloģijas laboratorijā- G. Sprinģei, L.Urtānei,  
I.Druvietim, V.Kuļikovam, E.Parelei un I.Lapiņai par uzmundrinājumu, kritiskām  
piezīmēm un praktisku palīdzību paraugu ievākšanā.

Paldies G.Daijam par valodnieciskiem labojumiem!