

Eesti Maaülikool
Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskus



Eesti Maaülikool

Estonian University of Life Sciences

Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Institute of Agricultural and Environmental Sciences

www.emu.ee



Ratva järve limnoloogilised uuringud



Riiklik Looduskaitsekeskuse Ida-Viru regiooniga (Keskkonnaameti Viru regioon)
sõlmitud lepingulise uurimistöö

aruanne

Vastutav täitja

professor Ingmar Ott

Rannu, 2009

Sisukord

Sissejuhatus	3
1. Ratva järve kirjeldus	4
2. Veekogu limnoloogiline kirjeldus ja ökoloogilise seisundi hindamine	6
2.1. Materjal ja meetodid	6
2.1.1. Hüdrokeemia ja -füüsika	6
2.1.2. Fütoplankton	7
2.1.3. Zooplankton	9
2.1.4. Suurtaimed	9
2.1.5. Makrorelgrootud	11
2.2. Tulemused	14
2.2.1. Hüdrokeemia	14
2.2.2. Fütoplankton	14
2.2.3. Zooplankton	15
2.2.4. Suurtaimed	16
2.2.5. Makrorelgrootud	17
3. Järve valgala maakasutuse, veetaseme ja valgala vooluvete veekoormuse dünaamika võimaliku mõju selgitamine	20
4. Kaitsekorralduslikud soovitusel	22
Kirjandus	25
Lisad	

Sissejuhatus

Ratva järve uurimistööd on tellinud Riiklik Looduskaitsekeskuse Ida-Viru regioon (praeguse nimetusega Keskkonnaameti Viru Regioon). Vastavalt lähteülesandele on aruandes järgmised käsitletud punktid: veekogu üldine iseloomustus, elupaigatüübi kirjeldus, leitud liikide nimekirjad, arvukus, fotomaterjalid, kaitsekorralduslikud soovitused ja alternatiivid, s.h. edasise seire korraldamine. Teiseks oluliseks ülesandeks oli järve valgala maakasutuse, veetaseme ja valgala vooluvete veekoormuse dünaamika võimaliku mõju selgitamine.

Uuringute tulemuste põhjal esitatakse soovitused kaitse korraldamiseks ja seire läbiviimiseks. Välitööd viidi läbi 2009. a. augustis ja oktoobris. Uuringust võtsid osa järgmised EMÜ PKI limnoloogiakeskuse töötajad: prof. I. Ott (aruande koostamine), vanemteadur H. Timm (põhjaloomad), teadur K. Kübar (zooplankton), vanemlaborandid H. Starast, A. Lindpere, K. Ott (hüdrokeemia), laborant G. Ratasepp (suurtaimed), teadur H. Mäemets (suurtaimed), laborant K. Karus (välitööd), teadur T. Feldmann (välitööd), laborant R. Ott (välitööd), doktorant A. Rakko (fütoplankton), doktorant K. Maileht (välitööd) ja EMÜ PKI keskkonnakaitseosakonna töötaja prof. V. Kuusemets (valgala).

1. Ratva järve kirjeldus

Järve nimel on kaks varianti – Ratva ja Arvila. Viimase Eesti järvede nimestiku (2006) järgi on kasutusel vaid Ratva nimi. Pindala on erinevate andmete järgi erinev, Mäemetsa (1977) järgi on see 29,4 ha, hilisematel andmetel (Eesti..., 2006) 25,2 ha (saarega 25,68 ha), aga meie analüüsil Eesti põhikaardilt 25,02 ha (Joon. 1, fotod lisas). Järve sügavuseks on peetud 1,5 m.

Limnoloogiakeskuse uuringu ajal oli see enamjaolt vaid 0,3 m, ühes sügavamas kohas 1m. Järv paikneb raba põhjaserval, külgnedes ka metsaga. XX saj. alguses kraavitati raba ja seetõttu langes ka järve veetase. Järv on relikt kunagisest suuremast veekogust, mille raba pealetung on surunud vastu arumaad. Kaldad on pehmed ja turbased, põhjas on turbamuda ja järvelubi. Kui tavaliselt toidavad rabajärvi vaid raba pinnaseveed, siis Ratva järve kohta on avastatud, et see toitub ka põhjaallikaist, sest kõrvalolevast rabast on leitud põhjaallikaid. Allikate olemasolule viitab ka setetes järvelubja olemasolu. Seda kinnitab ka mõnel vaatluskorral esinenud kõrgenenud vee aluselisisus. Võrreldes varasemate andmetega (1973) on aluselisisus päris palju langenud. Järelikult on põhjavee roll veetoites vähenenud. Kui vaadata aga veelgi varasemaid andmeid (1959), siis vee värvuse (heleroheline) põhjal võib oletada järve keerukat arengulugu. Tollal kahjuks ei määratud aluselisust ja me ei tea, kas tegemist oli kareda- või pehmeveelise järvega. Heleroheline värvus viitab aga huumusainete vähesusele.

Ratva järve limnoloogilist tüüpi on keeruline määrata, kuna see paistab olevat muutunud. 1959. a. oli järv kas pehme- või kareda ja heleda veega (kas pehmeveeline vähetoiteline või eutroofne). Eelmise limnoloogiakeskuse uuringu ajal 1973. a. oli tegemist kindlasti miksotroofse järvega (Veepoliitika Raamdirektiivi, VRD, järgi tüüp II, nn. karedaveeline kihistumata), kuid nüüd aluselisuse languse pärast on tegemist IV tüübiga (pehmeveelised tumedad). Järve elustiku koosseis ja funktsionaalsed näitajad on tavaliselt vastavuses järve tüübiga. Viimast määratakse ainult abiootiliste näitajate väärtuste järgi. Antud juhul on aga see vastavus muutunud. Elustiku erinevad rühmad reageerivad keskkonna muutustele erineva aja jooksul. Pikema elutsükliga liigid on selles osas suurema inertsiga. Meie uuringu alusel on elustik üsna eklektiline ja tavaliselt selliseid kooslusi ei esine. Olulised keskkonnatingimuste muutused on muutnud ja muutmas elustikku, troofsusahelat ja aineringet.



Joon. 1. Ratva järve aerofoto 2009. a.

EL Loodusdirektiivi Natura 2000 elupaigatüübi järgi kuulub Ratva järv tüüpi 3160 “Looduslikult huumustoitelised järved ja järvikud” (*Natural dystrophic lakes and ponds; Humuspitoiset lammet ja järvet; Naturliga dystrofa sjöar och småvatten*), mille iseloomulikeks joonteks on nende kõrge allohtoonse orgaanilise aine (peamiselt humiinained) hulk, tumeda värvusega väga pehme vesi ja madal pH. Taimestiku võõndilisus on välja kujunemata. Domineerivad ujulehtedega taimed nagu kollane ja väike vesikupp ning nende hübriid *Nuphar x intermedium*. Mõnikord, eriti madalama humiinainete sisalduse juures esineb ka Eesti järvedes haruldane lamedalehine jõgitakjas. Tüüpiline kaldaveetaimestik puudub, sagedamini esinevad soovõhk, pudeltarn, ussilill ja soopihl. Kogu ökosüsteemi produktiivsus on väike. Lugesdes seda elupaigatüübi kirjeldust ilmnevad ka siin, nagu ka VRD tüpoloogias teatavad erinevused, kuivõrd Ratva järvel on taimestiku järgi hoopiski elupaigatüübile 3150 (“Penikeele- ja kilbukakooslustega (*Magnopotamion* ja *Hydrocharition*) looduslikult rohketoitelised järved”) iseloomulikud omadused.

2. Veekogu limnoloogiline kirjeldus ja ökoloogilise seisundi hindamine

2.1. Meetodid

2.1.1. Hüdrokeemia ja -füüsika

Kohapeal määrati järgmised parameetrid: vee värvus, läbipaistvus (L_p), temperatuur, vees lahustunud hapnik, pH, aluselisus (HCO_3^-), elektrijuhtivus (E) ja lahustunud ainete sisaldus (TDS). Laboris määrati üldlämmastiku (üld-N), üldfosfori (üld-P), kollase aine, fosfaat- (PO_4^{3-}), ammonium- (NH_4^+) ja nitraat- (NO_3^-) ning kloriidiooni (Cl^-) sisaldus. Orgaanilise aine üldsisaldus määrati dikromaatse oksüdeeritavusena (COD_{Cr}), selle kergesti oksüdeeruva fraktsiooni sisaldus permanganaatse oksüdeeritavusena (COD_{Mn}).

Vee läbipaistvus mõõdetakse valge, 30 cm läbimõõduga Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m.

Vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus (O_2), küllastusprosent ($\text{O}_2\%$), lahustunud ainete üldsisaldus (TDS) ja vee elektrijuhtivus (E) määrati multisensoriga YSI – 6600.

Vee pH määrati elektromeetriselt. Mõõtmise absoluutviga oli 0,05 pH.

Dikromaatne oksüdeeritavus määrati H_2SO_4 keskkonnas orgaanilise aine oksüdeerimisel $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ lahusega (Žizn' ..., 1959). Määramise viga oli 5%.

Permanganaatne oksüdeeritavus määrati H_2SO_4 keskkonnas orgaanilise aine oksüdeerimisel KMnO_4 lahusega (Žizn' ..., 1959). Määramise viga oli oksüdeeritavuse 0-10 mg O/l korral kuni 0,1 mg O/l, üle 10 mg O/l korral kuni 1 mg O/l.

Üldfosfor ja ortofosfaadid määrati kolorimeetriselt askorbiinhappe ja molübdäatreaktiiviga. Eeskiri põhineb F. Koroleffi meetodil (Reports..., 1977; Grasshoff *et al.*, 1981). Üld-P määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga. Määramise suhteline viga oli 5%.

Nitraatioon määrati nitritiks taandatuna (Cu-Cd-kolonnis) kolorimeetriselt (543 nm) sulfanüülamiidi ja n-(1-naftüül)-etüleendiamiindihüdrokloriidiga. Nitritioon määrati F. Koroleffi meetodil (Koroleff, 1982). NO_3^- määramise täpsus oli 2%.

Üldlämmastiku määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga ja tekkiv NO_3^- määrati UV spektrofotomeetriliselt. Analüüsi mõõtemääramatus on 0,03 mg N/l.

Ammooniumioon määrati kolorimeetriliselt indofenoolsinisega Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Määramise relatiivne viga oli 5,5%.

Üldaluselisus (HCO_3^-) määrati tiitrimisel soolhappga (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise absoluutne viga oli 0,03 mg-ekv/l.

Kloriidioon määrati merkurimeetriliselt (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise suhteline viga oli 4%.

Vee orgaanilise aine ja mineraalaine sisalduse hindamisel juhinduti H. Simmi (1975) poolt Eesti pinnavee vee keemilise koostise võrdlevaks iseloomustamiseks esitatud piirväärtustest. Vee värvuse, samuti kollase aine sisalduse järgi saab kaudselt hinnata orgaanilise aine päritolu. Teatavasti on vee roheline värvus tingitud fütoplanktonist (autohtoonne orgaaniline aine), kollakas, pruunikas ja punakas toon peamiselt huumusainetest (allohtoonne orgaaniline aine). Pinnavee üldfosfori, üldlämmastiku, hapniku protsendi ning vee läbipaistvuse hindamisel võeti aluseks A. Miliuse jt. (1987) poolt statistiliselt väljatöötatud piirväärtused. Vee pH hindamiseks kasutati Czerny (1960) skaalat.

Järve tüüp ja veekvaliteet hinnati tabeli 1 kohaselt. Järve kohta koostati veekvaliteedi hinnang hüdrokeemiliste kvaliteedinäitajate (pH, üld-N, üld-P) põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (Euroopa Parlamendi..., 2000).

Tabel 1. Kvaliteedipiirid hüdrokeemiliste tunnuste järgi (Pinnaveekogumite..., 2009 järgi)

Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Tüüp IV – pehme, tumedaveeline järv						
pH		3-7,7	3-7,7	>7,7	>7,7	>7,7
Üldfosfor	µg/l	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<600	600-900	>900-1200	>1200-1500	>1500
Secchi ketta nähtavus	M	>3	>3	<2-3	1-2	<1

2.1.2. Fütoplankton

Proovid koguti ja töödeldi vastavalt EL standardile. Kvantitatiivsed proovid võeti käsitsi kaldalt ja fikseeriti Lugoli lahusega. Sellest 3 ml sadestati Utermöhli loenduskambris ja loendati invertmikroskoobi abil sõltuvalt rakkude suurusest suurendustel 10 x 40 või 10 x 10 (CEN, 2004; Utermöhl, 1958). Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu; erikaaluks võeti 1.

Pigmentide: klorofüllid (*Chla*, *Chlb*, *Chlc*), feopigmentide (*Pheo*) ja karotinoidide (*Car*) sisaldus määrati spektrofotomeetriselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzen (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikarühmade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide ja ksantofüütide) biomassid. Biomassi ja klorofüllid sisalduse hindamisel (tabel 2) kasutati V. Kõvaski ja A. Miliuse (1982) kriteeriume, kuid veidi muudetud kujul, arvesse võttes enda uurimistulemusi Eesti väikejärvedel. Liikide arv ei kasva lineaarselt koos troofsusega, seetõttu ei saa siin kohaldada hulga hinnangut koos troofsuse hinnanguga (tabel 3). Üldtuntud Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitatakse siin modifitseeritud kujul (Ott & Laugaste, 1996), kohandatuna Eesti oludele. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) arvutati järgmise valemi järgi:

$$FKI = \frac{Cy. + Chloroc. + Centr. + Eugl. + Cryp. + 1}{Desm. + Chr + 1}, \quad (1)$$

kus *Cy.* – sinivetikate liikide arv, *Chloroc.* – algohevetikate liikide arv, *Centr.* – ketasränivetikate liikide arv, *Eugl.* – silmviburvetikate liikide arv, *Cryp.* – neelvetikate liikide arv, *Desm.* – ikkesvetikate liikide arv, *Chr.* – koldvetikate liikide arv.

Ühetaolisus (J = evenness, Pielou, 1975). Arvutatakse liigierisuindeksi kaudu. Väärtused on 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi. Ühetaolisuse indeksi väärtused on kõikide tüüpide kvaliteedi klassides samasugused (Tabel 2). J väheneb võrdeliselt ökoloogilise seisundi halvenedes. J arvutamisel kasutatakse Shannon'i liigierisust (H) ja teoreetilist liigierisust (H_{max}). Teoreetiline liigierisus on biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel: $J=H/H_{max}$. Teiste fütoplanktoni näitajate väärtusi kasutati vastavalt V. Kõvaski ja A. Miliuse (1982) väljatöötatud skaalale (Tabel 3), kuid siin on kasutusel üldine troofsusskaala, mitte Veepoliitika Raamdirektiivi klassifikatsioon.

Mida suurem J väärtus, seda parem ökoloogiline seisund.

Tabel 2. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid. *1 – lubjatoitelised järved; 2 – kihistumata keskmise karedusega; 3 – kihistunud keskmise karedusega; 4 – pehme ja tumeda veega järved; 5 – pehmed ja heleda veega järved. ** - A - liigilise koosseisu arvukus on enam-vähem võrdne, pole võimalik eristada kindlaid dominante; B - arvukuses domineerivad 3-5 liiki (>80%); C - üks liik domineerib arvukuses (>80%); D - domineerivad tsüanobakterite perekondade *Microcystis*, *Woronichinia*, *Anabaena*, *Radiocystis*, *Plankothrix*, *Limnothrix*, *Aphanizomenon* esindajad või rohevetikad *Chlorococcales* ning Chl *a* sisaldus on >20 mg/m³.

Tüübi nr.*	Kvaliteedi-klass	Chl <i>a</i> , µg/l	Fütoplanktoni kooslus**	Fütoplanktoni koondindeks	Ühetaolisus (J)
1	väga hea	<1	ei kasutata	<2	0,81-1
1	Hea	1-2	ei kasutata	2-4	0,61-0,80
1	Kesine	2-3	ei kasutata	>4-7	0,41-0,60
1	Halb	3-5	ei kasutata	>7	0,21-0,40
1	väga halb	>5	ei kasutata	>7	0-0,20
2	väga hea	<10	A	<3,5	0,81-1
2	Hea	10-20	A	3,5-6	0,61-0,80
2	Kesine	20-30	B	>6-9	0,41-0,60
2	Halb	30-50	C	>9	0,21-0,40
2	väga halb	>50	D	>9	0-0,20
3	väga hea	<10	A	<4	0,81-1
3	Hea	10-20	A	4-6,5	0,61-0,80
3	Kesine	20-40	B	>6,5-10	0,41-0,60
3	Halb	40-50	C	>10	0,21-0,40
3	väga halb	>50	D	>10	0-0,20
4	väga hea	<10	A	<2	0,81-1
4	Hea	10-20	A	>2-4	0,61-0,80
4	Kesine	20-30	B	>4-7	0,41-0,60
4	Halb	>30	C	>7	0,21-0,40
4	väga halb	>30	D	>7	0-0,20
5	väga hea	<10	A	<2	0,81-1
5	Hea	10-20	A	2-4	0,61-0,80
5	Kesine	20-30	B	>4-7	0,41-0,60
5	Halb	>30	C	>7	0,21-0,40
5	väga halb	>30	D	>7	0-0,20

Tabel 3. Fütoplanktoni näitajate klassifikatsioon, mis ei vasta VRD järvetüüpide jaotusele. * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

Parameeter	Ühik	Madal, oligotroofne	Keskmine, mesotroofne	Kõrge, eutroofne	Ülikõrge, hüpertroofne
Biomass	g/m ³	< 3	3-15	15-30	> 30
Liikide arv					
Loendusproovis		< 20	21-40	41-60	> 61*

2.1.3. Zooplankton

Zooplanktoni proovid koguti Apsteini planktonvõrguga, silma suurus 50 µm, millest kurnati läbi 20 l järvevett. Proovid fikseeriti Lugoli lahusega ja analüüsiti stereomikroskoobis Zeiss suurendusega 40 x.

Zooplanktoni näitajate alusel hinnatakse järve seisundit skaalas väga hea – hea – kesine – halb – väga halb. Hinnangu andmisel lähtutakse järgmistest näitajatest, mis kõik on seisundiga pöördvõrdelised (hinnangut alandavad):

- monodominantide (vähemalt 60% rühma arvukusest) esinemine zooplanktoni rühmades;
- keriloomaliikide *Keratella tecta* ja/või *Pompholyx sulcata* esinemine;
- keriloomade domineerimine arvukuses;
- keriloomade domineerimine biomassis, v. a. liigi *Asplanchna priodonta* domineerimise korral;
- väike zooplanktoni kogubiomassi / koguarvukuse suhe (keskmine kaal) – kui arvukus on kõrge ja biomass kõrge;
- väikesemõõtmeliste liikide domineerimine koorikloomade rühmades (aerjalgsed, vesikirbulised);
- koorikloomade liikide arv < 8;
- liigilise koosseisu vaesumine võrreldes varasemate aastatega.

2.1.4. Suurtaimed

Ratva järv sõideti paadiga läbi kogu kaldajoone ulatuses ning taimi uuriti iga 200-300 meetri tagant profiilidena, et välja selgitada veetaimestiku võõndilisust ja sügavuslevi. Töövahendina kasutati mõõturega nõõri otsas taimekonksu. Lisaks sellele koostati välitöödel taimestikuskeemid, mis varasematega võrreldes peegeldavad liigilise koosseisu ja liikide asukoha muutusi. Määrati veetaimestiku koosseis ja ohtrus, mille hinnangud on antud skaalas 1-5. See skaala on sarnane Braun-Blanquet omaga:

- 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud;
- 2 – siin-seal mõõdukalt hulgal;
- 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal;
- 4 – palju, dominant või subdominant;
- 5 – massiliselt esinev dominant.

Klassifitseerimisparameetrid

Tähtsamate taksonite all peetakse silmas olulisemaid hüdrofüüdirühmi (veesisesed taimed, ujulehtedega taimed ja ujutaimed), mis on järjestatud osatähtsuse alusel. Võrdusmärgid viitavad taksonite võrdsele ohtrusele, komaga eraldatud taksonid on eelnevaist väiksema ohtrusega. Liikide ohtruse hinnangud on antud eraldi kaldaveetaimede, ujulehtedega ja ujutaimede ning veesiseste taimede jaoks. Suurtaimestiku liiginimistud on kajastatud Lisas 1. Kui klassipiiridena on kasutatud võrdväärsete indikaatorliikide ohtrusi, siis rohkem kui ühe indikaatorliigi samaaegsel esinemisel järves pole nende ohtrusi summeeritud, vaid on antud suurema suhtelise ohtrusega liigi väärtus. Niitrohevetikate rohkus on antud eraldi, sest nad võivad katta ka järve põhja ja veesiseseid taimi. Rõhutatakse peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus on enam kui üks pall, sest väiksemate erinevuste taga võib olla ka erinevate uurijate isikupära.

Järvede ökoloogilise seisundi hindamise aluseks kasutati tabeleid **Lisas 1**. Üldise hinnangu andmisel lähtutakse ka varasemate uurimisaastate andmetest. Järve suurtaimestiku koondhinnang määrati erinevate bioloogiliste kvaliteedinäitajate alusel. Koondhinnangu määramisel arvestati kõiki näitajaid ning hinnang anti 2/3 näitajate väärtuse järgi.

2.1.5. Põhjaloomad

Suurselgrootute seisundi hindamise standardne proov võeti 7. oktoobril 2009. a. järve põhjakaldalt. Proov koosnes 5 kindla suurusega ($0,25 \text{ m}^2$) standardse kahva (serva pikkus 25 cm, sõelasilm 0,5 mm) tõmbest kaldataimestikus ning kvalitatiivsest liigiotsingust. Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris. Kahvaproovide loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust. Taimestikust valdasid pilliroog ja ubaleht, põhjas oli poolvedel turvas. Kaldal kasvas soine männimets.

Seisundi hindamine makroselgrootute indeksite järgi

Bioseisundi iseloomustamiseks hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H' (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage jt. 1983, lisa 10), EPT indeks ehk Ephemeroptera, Plecoptera ja Trichoptera (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmeitiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat 1988) ning Rootsi happelisusindeks (Johnson 1999, lisa 10). Taksonirikkus, H' , ASPT ja EPT on seisundiga võrdelised, happelisusindeks aga happelisustasemega pöördvõrdeline. Peale selle hinnati alati ka keskmine isendite arv ruutmeetril (arvukus). Arvukust ning taksonierisust hinnati viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude keskkonnaindeksite ning taksonirikkuse puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Happelisusindeksi algseks ülesandeks oli hinnata happevihmade mõju veekogudele. Et Eestis happevihmadel olulist mõju ei ole, looduslikult aga leidub väga erineva happelisustasemega veekogusid, ei näita happelisusindeksi headusvahemikud sageli mitte inimese põhjustatud nihet kvaliteedis, vaid tüübisest varieerumist. Et pehmeveelistel järvedel on eutrofeerumise käigus kalduvus karedaveelisemaks muutuda, jäeti happelisusindeks siiski üheks kvaliteeti kirjeldavaks indeksiks.

Taimedeta liivane või mudane põhi sisaldab sageli vähem nii isendeid kui taksoneid kui kivine põhi. Praeguses töös oli võimalik põhja erinevusi arvestada ainult väikestes keskmise karedusega järvedes, kust oli sellekohast materjali. Tabelis 4 esitatakse bioloogilise seisundi määratlused suurselgrootute järgi viiele vaadeldud tunnusele (arvukus välja arvatud; Pinnaveekogude..., 2009).

Tabel . 4. Suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid VRD II ja IV järvetüübis. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - keskine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund. n - proovide arv. * - pole arvestatud olukorda, kui liiga paljude taksonite (märgatavalt üle R taseme) esinemine näitab järve ülemäära eutrofeerumist

Tunnus	Tüüp/elupaik	R	H	G	M	P või B
Taksonirikkus	keskmise karedusega, taimed	35	>32	28-32	21-27	<21
Taksonirikkus*	pehme, pruun	16	>14	13-14	10-12	<10
Taksonirikkus*	pehme, hele	22	>20	18-20	13-17	<13
EPT	keskmise karedusega, taimed	6	>5	5	4	<4
EPT	pehme, pruun	4,5	>4	4	3	<3
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8
Shannoni erisus	pehme, pruun	2,3	>2	1,8-2	<1,8-1,4	<1,4
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	pehme, pruun	6,7	>6	5,3-6	<5,3-4	<4
A	keskmise karedusega, liiv ja taimed	7	>6	6	4-5	<4
A	pehme, pruun	1	0-1	2-3	4-5	>5

Taksonirikkuse, taksonierisuse, EPT ja ASPT puhul eeldavad kvaliteedipiirid, et seisund (bioloogiline kvaliteet) on nimetatud tunnustega võrdeline. Niisugune eeldus ei pruugi alati tõele vastata (näiteks toiteainetevaeste järvede korral, kus biogeenide lisandumine võib põhjustada taksonite arvu ning seega ka näiteks erisuse või happelisusindeksi tõusu). Happelisusindeksi korral arvestatakse, et pehmeveelistes järvedes on see looduslikult madalam kui karedaveelistes. On tõenäoline, et vooluvetel välja töötatud happelisusindeks ei pruugi adekvaatset vastust anda eriti ekstreemsetes (näiteks soolatoitelistes) järvedes, kuid seda kasutati praeguses töös siiski kommenteeritud kujul, kuni järvede tüübispetsiifilised võrdlustingimused pole piisavalt hästi kirjeldatud. Erinevus etalonist ei pruugi peegeldada ainult inimõju ulatust, vaid ka konkreetse järve sobivust vastava tüübiga.

Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (keskpärane) ja 0 (halb või väga halb). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti. Summa 23-25 tähistas kokkuvõttes väga head, 18-22 head, 10-17 keskpärast, 6-9 halba ja 0-5 väga halba seisundit.

Kui kasutada sai ainult nelja indeksit, siis on vastavad vahemikud 18-20 (väga hea), 14-17 (hea), 8-13 (kesine), 6-7 (halb) ja <6 (väga halb).

2008. a. uuritud järvede eripäraks oli nende suhteliselt suur pindala ja (sageli) sellest tingitud looduslikult ebasobivad tingimused suurselgrootutele. Kui mitu indeksit andsid ilmselt moonutatud madala seisundi, siis anti lisahinnang ainult ASPT-indeksi järgi, mis sõltub niisugusest olukorrast kõige vähem.

2.2. Tulemused

2.2.1. Hüdrokeemia

Järvevett on varem (Mäemets, 1977) uuritud. Viimati analüüsiti vee koostist 24. augustil 2009. a. (lisa 2). Vee läbipaistvus oli põhjani, 0,3 m. Vee värvus ja kollase aine üsna suur sisaldus (19 mg/l) eeldavad orgaanilise aine suurt sisaldust. Nii COD_{Cr} kui ka COD_{Mn} olid kõrged, vastavalt 54 mg O/l ja 22 mg O/l.

Vesi oli nõrgalt aluseline, pH 8,9. Seda tuleb hinnata kõrgeks. Võib mainida, et nõrgalt aluseline vesi on omane rohketoitelistele järvedele. Vegetatsiooniperioodil on järvede pinnavee pH režiimi kujundajaks vetikad ja gaasivahetus atmosfääriga.

Hapnikuolud järves olid head. Vesi oli temperatuuri 20,8 °C juures hapnikuga kergelt üleküllastunud (O_2 10,6 mg/l; küllastusprotsent 118).

On teada, et veekvaliteet oleneb eelkõige fosfori-ja lämmastikuühendite sisaldusest vees. Fosforiühendite sisaldus oli väike. Üld-P 0,015 mg P/l; PO_4 0,001 mg P/l. Ka üld-N, samuti mineraalsete N-ühendite kontsentratsiooni tuleb hinnata üsna madalaks; üld-N 0,62 mg N/l, NO_3 0,003 mg N/l ja NH_4^+ 0,018 mg N/l. NO_2 ei leitud.

Järve vesi on pehme, HCO_3^- oli vaid 0,63 mg-ekv/l (38,4 mg/l). See on küll kõrgenenud võrreldes enamuse meie rabajärvedega, kuid siiski üsna madalal tasemel (piir pehme- ja kareda vee vahel on 100mg/l). Väike oli ka vee elektrijuhtivus, 33 $\mu S/cm$.

Lahustunud aineid oli ainult 25 mg/l.

Ka kloriidiooni sisaldus oli madal, 1,6 mg Cl/l.

Ratva järv on madal, põhjani läbipaistev, segunenud, tumeda ja pehme veega. Vee koostise järgi kuulus järv 2009. a. (VRD) IV tüüpi. Üld-N poolest vastas järv hea, üld-P poolest väga hea kvaliteediklassi nõuetele. Vee kõrge pH viitab järve kesisele või halvale seisundile.

2.2.2. Fütoplankton

Fütoplanktonis olevate liikide arv oli keskmine. *Chl a* hulk ja fütoplanktoni biomass ning FKI madalad (Tabel 5). Kuna fütoplankton oli oma rohkuselt üsna kesine, siis pole võimalik välja tuua ka dominante, nii rühmade kui ka liikide kaupa. Fütoplanktoni koondindeksi järgi on

oligotroofse nõudlusega liikide osakaal suur, mis on ebatüüpiline pidades järvetüübiks VRD II tüüpi. Varasemalt on vetikate hulk olnud järves kõrge ning domineerinud on peamiselt neelvetikad perekonnast *Cryptomonas*. Ka 2009. aastal olid sama perekonna liigid planktonis esindatud, kuid suhteliselt madala arvukusega. Düseutroofse (miksotroofse, VRD II tüüp) järve kohta on plankton väga vaene, kuid ilmselt on madala vee ja hea läbipaistvuse tõttu konkurentsitoiteainete pärast saavutanud ülekaalu vetikate ees makrofüüdid. Düstroofse järve kohta (VRD IV tüüp) on ebatüüpiliseks jooneks näiteks perekonna *Cryptomonas* ja mitme sulgränivetikaperekonna esindatus jmt., mis peaks olema rohkem iseloomulik suurtaimedest rikaste järvede kalda-alale. Biomass on sarnaselt rabajärvedele omakorda madal. Varem on järves domineerinud (1973. a.) ruskvetikad (iseloomulikud kalgiveelistele järvedele), kuid nende kõrval on olnud ka pehmeveelistele järvedele omaseid haruldasi ikkesvetikaid.

Tabel 5. Ratva järve fütoplanktoni näitajad

Parameeter	24.08.2009
Kiht	Pind
Chla, mg/m ³	2,75
Biomass, g/m³	0,34
Liike loendusproovis	27
FKI	2
J (ühetaolisus)	0,66

Mõlema järvetüübi alusel on veekogu seisund fütoplanktoni järgi suhteliselt sarnane. Esitame siinkohal hinnangu VRD II tüübi järgi: Chla- **väga hea**; FKI- **hea**; fütoplanktoni kooslus (FPK)- **väga hea**, ühetaolisuse indeks (J)- **hea**.

2.2.3. Zooplankton

Ratva järve zooplankton oli vähearvukas ($17,5 \cdot 10^3$ is/m³) ja biomass väike (0,03 g/m³). Zooplanktoni faunas määrati 8 liiki, sh. 5 liiki koorikloomi. Arvukuselt ja biomassilt domineerisid vesikirbulised Cladocera (50,3% kogu zooplanktoni arvukusest ja 91,7% biomassist). Koorikloomade hulka kuuluvas vesikirbuliste rühmas leiti perekonna *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Acroperus* ja *Bosmina* esindajaid, neist perekonna *Daphnia* liik on harvaesinev. Koorikloomade teise rühma – aerjalgsete – hulgas leidsid vaid vähikvastseid ja perekond

Mesocyclops esindajaid. Perekonna *Mesocyclops* isendeid esines väga vähe, neid määrati vaid kvalitatiivsest proovist, kvantitatiivses proovis neid ei olnud.

Keriloomade fauna oli liigivaene ja vähearvukas. Veekogus määrati perekondade *Polyarthra*, *Trichocerca* ja *Synchaeta* liikide isendeid. Veekogu planktonis leidis perekonna *Chaoborus* isendeid.

Zooplanktoni näitajate alusel on järv heas seisundis - kuigi zooplankton on liigivaene ja vähearvukas, ei esine veekogus monodomineerivaid liike ega veekogu kesisele või väga halvale seisundile viitavaid liike, zooplanktoni rühmade hulgas domineerib koorikloomade hulka kuuluv vesikirbuliste rühm, keriloomade rühm on vähearvukas. Veemassis olevale hapnikupuudusele viitab perekonna *Chaoborus* isendite esinemine planktonis.

Varem on limnoloogiakeskuse uurimisrühm järvel käinud 1959. ja 1973. aastal (Mäemets, 1977). Hinnanguliselt oli neil aastatel zooplanktonit vähe. Täpsemad andmed puuduvad.

2.2.4. Suurtaimed

Tumeda veega järv, aluselisuse järgi pehmeveeline. Kuna varem on vesi olnud palju karedam, siis on taimeistik vahepealse iseloomuga. Järve taimeistikku on varem uuritud 1973. aastal. Järves registreeriti 2009. aastal 20 liiki makrofüüte, millest 12 liiki kaldavee- 3 liiki ujulehtedega, ja 5 liiki veesiseseid taimi. (Lisa 3)

Järv on madal, taimeistikurohke ning kinni kasvamas. Veekeemia järgi on Ratva IV tüübi esindaja, kuid taimeistiku poolest kuulub järv pigem II tüüpi. Seetõttu hinnati Ratva järve ökoloogilist seisundit suurtaimeistiku põhjal II ja IV tüübi alusel. Aare Mäemetsa (1977) andmetel kuulub järv kihistumata pehmeveeliste segatoiteliste järvede hulka.

Hinnates Ratva järve ökoloogilist seisundit IV tüübi kvaliteedinäitajate alusel on järve seisund suurtaimede põhjal kesine (Lisa 3). Järves domineerivad ujulehtedega taimed sambla üle, viimast leiti järves ainult ühes kohas väikese laiguna. Ujulehtedega taimed aga katavad hajusalt enamuse järve lõunaosast.

Hinnates Ratva järve ökoloogilist seisundit II tüübi järgi on järve seisund suurtaimede põhjal hea. (Tabel 6, Lisa 3). Järves puuduvad toiteainetenõudlikumad liigid.

Mineraalainete olemasolule järves vihjavad kõrge mineraalsusega litoraalis kasvavad kare mändvetikas (*Chara aspera*) ja punakas penikeel (*Potamogeton rutilus*). Punaka penikeele ohtrus on võrreldes 1973. aastaga vähenenud. Kui Aare Mäemetsa (1977) andmetel oli antud liiki 1973. aastal väga palju, siis 2009. aastal oli punakat penikeelt ainult ohtruse ühe palli

väärtuses ning liik kasvas ühe suure laiguna järve põhjaosas. Punakas penikeel on Eestis haruldane liik. Siiski on järve taimestik aastakümneid üsna sarnane olnud (Lisa 3). Mingi tugevama mõju ilminguid pole märgata.

Kokkuvõtteks võib öelda, et kuna järve taimestik on püsinud üsna muutumatuna pikka aega, siis on Ratva ökoloogiline seisund suurtaimede põhjal pigem hea kui kesine. Kesise seisundi kahjuks räägib ka asjaolu, et IV tüübile iseloomulik taimestik ei vasta Ratva järve taimestikule.

Tabel 6. Ratva järve seisundi hinnang viimaste uurimisaastate andmeil järvede II tüübi

ökoloogilise klassifikatsiooni alusel. Araabia numbrites kvaliteedinäitaja suhteline ohtrus (1-5 palli) ja selle järel rooma numbrites hinnang antud kvaliteedinäitajale: I – väga hea; II – hea ; III – kesine; IV – halb; V – väga halb. Char – mändvetiktaimed (Charophyta); Elo – vesikatk (Elodea) Pot – penikeeled (Potamogeton); Nym – ujulehtedega taimed – vesiroosid (Nymphaea).

Näitaja/aasta	2009	Kommentaariid
Tähtsamad taksonid ohtruse järjekorras	Char=Elo, Nym, Pot:II	Char=Elo ohtrusega 4, Nym 3, Pot 2
Mändvetiktaimede või sammalde liikide ohtrus	4:II	
Kardheina või ujutaimede ohtrus	0:I	
Suurte niitrohevetikate rohkus	0:I	
Koondhinnang	II:hea	

2.2.5. Suurselgrootud

Proovis oli kokku 29 taksonit (liiki või rühma, mida liigini ei määratud). Kõige arvukamad taksonid olid herneskarbid (*Pisidium sp.*) ligi 35%, vesikakand (*Asellus aquaticus*) ja tiigipäevik (*Cloeon dipterum*) (Lisa 4).

Vastavalt Eestis kehtivale korrale (Pinnaveekogumite..., 2009), hinnatakse järvede seisundit suurselgrootute järgi 5 erinevale indeksile tuginedes. Antud töös hindasime seisundit kahe järvetüübi klassifikatsiooni alusel.

II järvetüübi (kihistumata keskmise karedusega heledad) oli taksonirikkuse (29) ning Shannoni erisuse järgi (2,67) seisund hea, taksoni keskmise tundlikkuse (ASPT; 5,33) ning tundlike taksonite arvu järgi (EPT; 9) isegi väga hea. Happelisuusindeks (6) näitas, et vesi oli väga tumedale värvusele vaatamata hästi puhverdatud ning peaaegu samal tasemel kui harilikes keskmise karedusega järvedes. Seda kinnitas ka nelja limuseliigi tabamine. Arvestades raba tugevat mõju, on tavalisest veidi kõrgem happelisuus selle järve põhjal loomulik, mitte inimtegevusest tulenev hälve. Viie indeksi summas osutus Ratva järve seisund seega väga hea ja hea piiril olevaks.

IV järvetüübi klassifikatsiooni järgi oli taksonirikkus väga hea, Shannoni liigierisus väga hea, ASPT hea, EPT väga hea, aga happelisuusindeks väga halb.

Erilisi haruldasi või looduskaitselise väärtusega liike proovist ei leitud. Märkida võiks lutikalise, suure sõuduriliigi *Corixa dentipes* (Foto 1) ning sügisese vastsega ehmeshiivalise, varem Punases Raamatus märgitud liigi *Nemotaulius punctatolineatus* (Foto 2, 3) tabamist. *C. dentipes* asustab kõige sagedamini rabaveekogusid, ehkki teda on vahel leitud ka jõgedest. *N. punctatolineatus* tundus olevat haruldane, mis tulenes sellest, et varem võeti sügisel harva proove. Praeguseks on teda leitud paljudest väikejärvedest, ikka tihedast taimestikust või õõtsikserval.

Corixa dentipes



Foto 1. *Corixa dentipes*.



Foto 2. *Nemotaulius punctatolineatus* vastse koda.



Foto 3. *Nemotaulius punctatolineatus* vastne.

3. Järve valgala maakasutuse, veetaseme ja valgala vooluvete veekoormuse dünaamika võimaliku mõju selgitamine

Ratva järve valgla piiritleti Eesti põhikaardi, Eesti baaskaardi, Eesti katastri kaardi ja olemasolevate topograafiliste kaartide analüüsi abil. Valgla piiri eraldamisel lähtuti pinnareljeefist, mis ei pruugi kokku langeda järve põhjavee valgla.

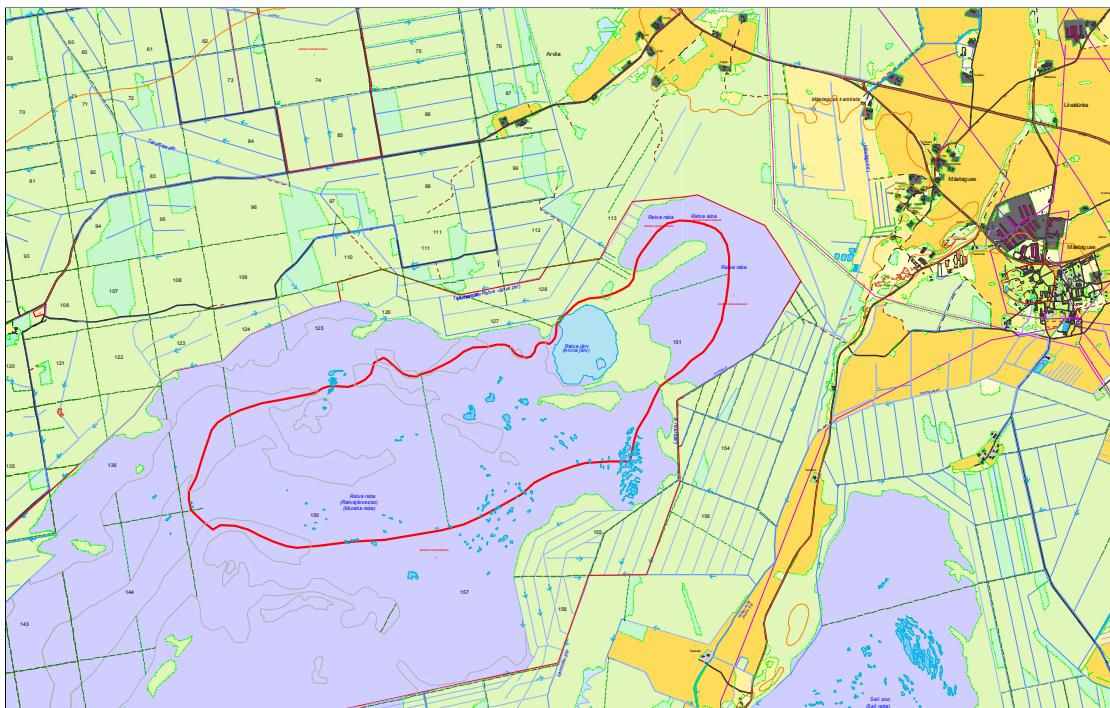
Järvede valglate maakatte analüüs on tehtud Eesti põhikaardi alusel GIS programmiga MapInfo Professional 9.5, maakatte tüübid vastavad põhikaardil eraldatud maakatte tüüpidele (Joon. 2). Eesti põhikaardi põhjal on järve pindala 25,02 ha, järve valgla suurus 513,51 ha. Ratva järv asub Ratva raba kirde servas, selle valgala asub peamiselt Ratva raba alal. Kogu valgla maakattest moodustab raba 89,75%, mets 9,5%, muud veekogud (laukad, kraavid) 0,72% ja noor mets 0,03% (Joon. 3). Otsest inimtegevust valglal ei ole.

Seega peaks järv olema tüüpiline sadevee toiteline rabajärv, kuid ilmselt on järve hüdroloogia keerukam. Vastavalt A. Mäemetsa andmetele (1977), on Ratva järv endise suurema järve relikt, mis on kõrvaloleva soo poolt surutud vastu mineraalset pinnast. Seetõttu on järvel ilmselt põhjakihtides kontakt mineraalse pinnase ja põhjaveega, millest annab tunnistust järve põhjas leiduv allikalubi, samuti esineb allikaid järvega piirnevas soos.

Kontakt põhjaveega võib mõjutada järve karbonaatsust ja põhjustada pH väärtuste kõikumisi sõltuvalt põhjavee osakaalu suurusel järve toitumuses. Põhjavee mõju suuruse ja selle perioodiliste kõikumiste hindamiseks oleks vaja teostada põhjalikum laiemat territooriumi hõlmav hüdrogeoloogiline uuring.

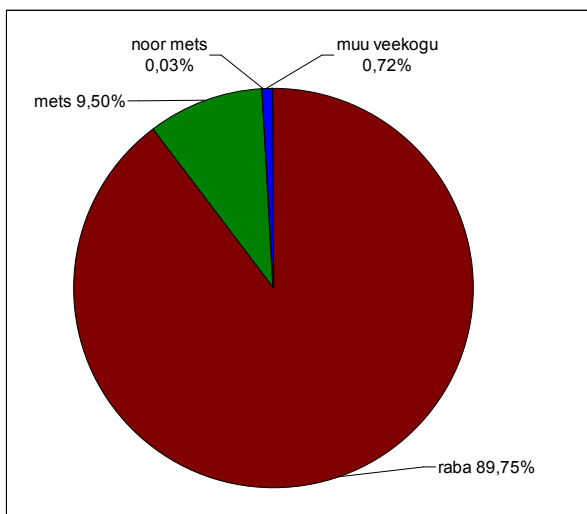
Järvevee aluselisust võis põhjustada ka pikaajaline elektriyaamade lendtuha sadenemine järves. Hinnanguliselt oli Ca^+ sadenemise suurusel 90ndatel aastatel Ratva järve ümbruses ca 4-5 mg/m²/päevas (Kaasik ja Sõukand, 1999), mis teeb aastaseks Ca^+ sadenemise hulgaks ca 1,5 kg m². Kuna Ratva järv on väga madal järv, võib aastate jooksul toimunud aluselist osakeste sadenemine järve veele mõningast mõju avaldada. Seda enam, et 1960-70ndatel aastatel olid lendtuha emissioonid suuremad.

Praeguseks on lendtuha sadenemine oluliselt vähenenud, sest alates 2006. aastast on elektriyaamades kasutusel uued keevkiht tehnoloogial põhinevad katlad, tänu millele on lendtuha emissioon elektriyaamadest oluliselt vähenenud. Meie 2008.-2009. aastal tehtud mõõtmiste põhjal on Ca^+ sadenemine suurus vähenenud Ratva järve ümbruses alla 1 mg/m²/päevas.



Joon. 2. Ratva järve valgla (väljavõtte Eesti põhikaardilt).

— valgla piir



Joon. 3. Ratva järve maakatte tüüpide protsentuaalne jaotus.

4. Kaitsekorralduslikud soovitused

Ratva järv on ilmselt juba ammu suhteliselt erandliku režiimiga. Ta on paiknenud algselt arumaal ja tema veetoites on olnud teatav osa ka põhjavee allikatel. Allikaid on varem kirjeldatud kõrvalolevast rabast (Mäemets, 1977) ja arvestades aluskivimi lähedust pinnakattele on nende olemasolu ka igati loogiline. Allikate tõttu on vee karedus olnud kõrgem võrreldes teiste sademeveest toituvate ja rabastuvate veekogudega. Limnoloogiakeskuse andmebaasis pole siiski tõendeid, et vee aluselisis oleks olnud üle pehme- ja karedaveelise piiri ($100 \text{ mgHCO}_3/\text{l}$), kuid on olnud sellele lähedal.

Abiootiliste keskkonnatingimuste alusel kuulub Ratva järv VRD IV tüüpi – pehme ja tumeda veega järved (düstroofne e. rabajärv). Ratva järve elustik on pigem iseloomulik mikstroofsele, so. VRD II tüübile. Sellest annavad tunnistust kõik uuritud elustikurühmad. Vaatamata elustiku ja veeomaduste teatavale vasturääkivusele paistab valdavat trend, kus järjest enam pääsevad mõjule rabajärvele iseloomulikud nii abiootilised kui ka biootilised tunnused. Üldiselt on rabajärvedele peale pehmele vee iseloomulikud veel madal pH (Ratvas on praegu see rabajärve kohta väga kõrge), suur huumusainete sisaldus (praegu on üle keskmise, kuid rabajärvede omast madalamal tasemel), väga tume vesi (vesi juba ongi selline), suhteliselt vaene ja väheproduktiivne elustik. Rabajärve produktiivsust takistavad vee vähene läbipaistvus, huumusainete inhibeeriv roll (peamise toitesoola, fosfori, fosfaatne fraktsioon adsorbeerub kolloididel, huumusained neelavad ja hajutavad valgust takistades fotosünteesi), elupaikade ühetaolisus, ohtlikult madal pH, talvised ummuksilejäämised jmt.

Inimtegevus on Ida-Virumaal mõjutanud üsna oluliselt looduskeskkonda. Kui enamuses Eesti piirkondades on mõju eelkõige eutrofeeriv punkt- ja hajureostuse mõju tõttu, siis siin lisandub eelkõige põlevkivitööstuse mõju, mille hulka võiks lugeda ka elektrijaamade tegevuse. Üldteada on Ida-Virumaa rabade aluselistumine. Seda tendentsi on kirjeldanud järvede settes ka J.-M. Punning jt. (1989), mida siiski veeomaduste kohta pole trendina eristatud. Põlevkivituha ja sulfaatide emissioon on viimasel dekaadil oluliselt langenud ja selle mõju looduslikele ökosüsteemidele vähenenud. Põhimõtteliselt nimetavad Hang jt. (2009) selles piirkonnas aluselist õhusaastet ja selle pärssivat mõju happelist keskkonda eelistavale taimestikule kõrvalasuvas Selisoo rabas. Ratva järve vee keemilised omadused lubavad väita, õhu kaudu Ratva järve märgatavat reostamist ei ole. Antud (Lisa 2) ja Iitali & Loigu (2009) andmed aluseliseuse, kloriidide ja sulfaatide sisaldusest on looduslikul tasemel. Eriti ilmikas on sulfaatide sisalduse dünaamika 2004.-2008. a., mil see oli $1,2 - <5 \text{ mg/l}$. Eesti järvedes on sulfaatide

kontsentratsiooni tõus üks kindlaimaid trende viimase 60 a. jooksul. Ratva järve väärtused on väiksemad ka praegusest Eesti keskmisest.

Inimtegevuse olulise rollina Ratva järve puhul tuleb kõne alla veerežiimi muutus. Iitali ja Loigu vaatluste järgi (2009) on viimastel aastatel järve tase püsinud stabiilsena ja kõikunud ajavahemikul 2004.-2008. a. 41 cm võrra (91-132 cm). 2008. a. oli veetase suhteliselt kõrge ja stabiilne kõikides 12 cm (120-132 cm). Meie vaatluste ajal 2009. a. augustis oli veetase 120 cm (Foto lisas). Hiljem, 2009. a. 10. oktoobriks, oli veetase siiski tõusnud suvisega võrreldes hinnanguliselt kuni 40 cm, mis on kõrgem Iitali ja Loigu vaatlustulemustest. Veekogu parimaks funktsioneerimiseks ökosüsteemina on soovitatav võimalikult kõrge ja stabiilne veetase. Samas peaks säilima kindlasti järve toitumine pinnaseveest ja hoiduda kaevandusvete sissevoolamisest. Läheduses paikneva Selisoo hüdrogeoloogilised uuringud (Hang jt., 2009) annavad mõnesuguse ettekujutuse ka Ratva raba ja järve olukorrale. Selisoo raba vettpidavus on eri paikades erinev, kuid siiski põhjavee depressioonilehtri kujunemisel peab arvestama ka raba kuivenemisega. Seejuures on selle tõestamisel arvestatud reljeefi, turbasetete, turbaaluste setete ja aluspõhja iseloomuga. Ratva järve valgala on täielikult samanimelise raba piires. Kui Ratva järve väljavoolu optimaalset lävendit suudetakse säilitada, siis ei tohiks olla keeruline hoida veetoidet sademeveest stabiilsena.

Sademeveest toitumise ja optimaalse veetaseme juures jätkuks Ratva järves praegune arengutendents - düstrofeerumine. Elustik muutuks rabajärvedele iseloomulikumaks. Sellel arenguteel on peale veetaseme säilitamise olulisimaks näitajaks pehmeveelisus. Vastupidisel olukorral, aluselisuse tõusu puhul, kiireneb nn. mikstrofeerumine. Ökosüsteem on küll produktiivsem, kuid kinnikasvamine kiireneb kiiresti. Ojamaa kaevandusvee võimalik järve sattumine muudaks Ratva järv ökosüsteemi looduslikust üsna erinevaks. Peale olulise veekareduse tõusu muutuksid ka muud vee keemilised omadused. Eelkõige suurenevad sulfaatide ja kloriidide sisaldused. Kui sellega kaasneb ka mineraalse sette lisandumine, siis muutub ka ökoton. Kurtina Nõmmejärve analoogia alusel muutub elustik looduslikust erinevaks, tegemist on rohkem settebasseini kui loodusliku järvega. Ebaregulaarselt on Nõmmejärves toimunud vee ökoloogilise seisundi halvenemised.

Ratva järve hüdroloogiline režiimi muutuse korral kaevandusvete mõjul tuleks ökosüsteemi edaspidise loodusliku arengu säilitamiseks teha kompleksseid järve ökosüsteemi seiretoide. Selleks piisab aastas ühekordsest suvisest kompleksvaatlusest. Oluline oleks läbi viia põhja- ja pinnavee seire selles piirkonnas.

Kirjandus

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. - Water Res. 17: 333-347

CEN (2004). Water quality – Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique). CEN TC 230/WG 2/TG 3/N83

Czensny, R., 1960. Wasser-, Abwasser- und Fischereichemie. Veb Verlag Technik Berlin, 429 lk.

Eesti järvede nimestik. Looduslikud ja tehisjärved. 2006. R. Tamre (koost.). Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn. 145 lk.

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik. 10. 23. oktoober 2000. 87 lk.

Fresenko, N. G., 1955. Sovremennye metody himicheskogo analiza prirodnih vod. Moskva

Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1981. Methods of Seawater Analysis. New York

Hang, T., Hiiemaa, H., Jõelet, A., Kalm, V., Karro, E., Kirt, M., Kohv, M., Marandi, A. 2009. Selisoo hüdrogeoloogilised uuringud kaevandamise mõju selgitamiseks. Uuringu aruanne, Tartu Ülikool, Geoloogia osakond, Tartu, 60 lk.

Hansen, H. P. & Koroleff, F., 1999. Determination of nutrients. In Grasshoff, K., Kremling, K. & M. Ehrhardt (eds), Methods of Seawater Analysis. WILEY-VCH, Weinheim. New York. Chichester. Brisbane. Singapore. Toronto, 600 pp.

Iital, A., Loigu, E. 2009. Pinnavee kontrollseire Ojamaa põlevkivikaevanduse võimaliku mõju hindamiseks. 2008. a. seire tulemused. Tallinna Tehnikaülikool. Keskkonnatehnika Instituut. Käsikiri. 17 lk.

Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. - Biochemie und physiologie der Pflanzen 167: 191-194

Johnson, R.K., 1999. Benthic macroinvertebrates. In: *Bedömningsgrunder för miljökvallitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166

Kaasik, A. ja Sõukand, Ü. 1999. Balance of alkaline and acidic pollution loads in the area affected by oil shale combustion. *Oil Shale*, 2000, Vol. 17, No. 2: pp. 113-128

Koroleff, F., 1982. Total and organic nitrogen. In: K. Grasshoff (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, 162-168

Kõvask, V. & Milius, A., 1982. Lõuna-Eesti järvede fütoplankton. - *Eesti NSV järvede nüüdisseisund*. Tartu, 75-85

Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. - *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7, 3: 222-233

Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. - *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346

Milius, A., Lindpere, A., Starast, H., Simm, H. & Kõvask, V., 1987. Statistical model of trophic state of light-coloured small lakes. - *Vodnye Resursy, Moskva*, 63-66 (vene k.)

Mäemets, A(are)., 1977. *Eesti järved ja nende kaitse*. Tallinn, 263 lk.

Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. - *Eesti Keskkonnaministeeriumi Infoleht* nr. 3

Ott, I. ja T. Kõiv, 1999. *Eesti väikejärvede eripära ja muutused*. Tallinn, 128 lk.

Pielou, E. C., 1975. *Ecological diversity*. New York

Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. 2009. Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määrus nr 44.

Punning, J-M., Ilomets, M., Karofeld, E., Koff, T., Kozlova, M., Laugaste, R., Taure, I., Rajamäe, R., Varvas, M. 1989. Tehnogeensed muutused biogeokeemilises ainerings. *Kog.: Kurtina järvestiku looduslik seisund ja selle areng*. Tallinn., Valgus. lk. 14-28.

Reports of the Baltic Intercalibration Workshop, 1977. Kiel

Simm, H., 1975. *Eesti pinnavete hüdrokeemia*. Tallinn, "Valgus", 150 lk.

Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. - *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 167: 1-310

Žizn' presnyh vod SSSR, 1959. 4. Moskva-Leningrad

Unifitsirovannye metody issledovaniya kačestva vod, 1977. 1. Moskva

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommenung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-38.

Lisa 1. Järvede ökoloogilise seisundi klassifikatsioon vastavalt taimestiku kvaliteedinäitajatele.

Tüüp II: vee keskmise karedusega madal järv						
Kvaliteedinäitaja/ element	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Taimekooslus (= tähendab kodominantsust või alternatiivi)	tähtsamad hüdروفüütide taksonid ohtruse järjekorras kogu järve kohta. Kõrgemate taksonite puhul liigid kokku arvatult	Sammaltaimed (Bryophyta), Mändvetiktaimed (Charophyta), penikeeled* (<i>Potamogeton</i>),	Mändvetiktaimed (Charophyta) = penikeeled (<i>Potamogeton</i>), sammaltaimed (Bryophyta) = vesikatkud (<i>Elodea</i>) = vesikuused (<i>Myriophyllum</i>) = kardheinad (<i>Ceratophyllum</i>)	Kardheinad (<i>Ceratophyllum</i>) = särjesilmad (<i>Ranunculus</i>) = ujulehtedega taimed, vesikuused (<i>Myriophyllum</i>) = ujutaimed = penikeeled (<i>Potamogeton</i>) = mändvetiktaimed (Charophyta)	Ujutaimed = ujulehtedega taimed = kardhein	Puudub info
Kaelus-penikeele <i>Potamogeton perfoliatus</i> või läik-penikeele <i>P. lucens</i> suhteline ohtrus VST rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5) Mõlema esinemisel ohtrama hinnang	≥4	2-3	1	0	0
Mändvetiktaimede või sammalde liikide suhteline ohtrus VST rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5) Mitme esinemisel ohtraima hinnang	3	4-5	2	0	0
Kardheina või ujutaimede ohtrus VST või ULT & UT rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5) Mitme esinemisel ohtraima hinnang	0	1–2	3	4–5	–
Suurte niitvetikate (ka epifüütsete) rohkus eraldi	rohkus skaalas 0– 5	0	1	1-2	3–4	5

Tüüp IV: pehme veega tumedaveeline järv						
Kvaliteedinäitaja/ element	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Taimekooslus	tähtsamate hüdrofüüdirühma de (veesisesed taimed, ujulehtedega ja ujutaimed) kirjeldus tähtsuse järjekorras	turbasambla domineerimisega kooslus/puudub	turbasambla domineerimisega kooslus/puudub	domineerivad ujulehtedega ja ujutaimed	ebamäärane, domineerivad ujutaimed	

Lisa 2. Ratva järve vee abiootilised omadused.

Kuupäev	24.08.2009
Sügavus (m)	0,3
Kiht	pind
Kiht (m)	0,1
Värvus	Kollakaspruun
Secchi ketta nähtavus (m)	Põhjani
T (°C)	20,8
O ₂ (mg/l)	10,6
O ₂ %	118
pH	8,9
Elektrijuhtivus (µS/cm)	35
Aluselisus HCO ₃ ⁻ (mgekv/l)	0,63
Mineraalsus (mg/l)	25
Keemiline hapnikutarve CODCr (mgO/l)	54
Keemiline hapnikutarve CODMn (mgO/l)	22
Kollane aine (mg/l)	18,9
Üld-N (mg/l)	0,619
NH ₄ ⁺ (mgN/l)	0,018
NO ₃ ⁻ (mgN/l)	0,003
NO ₂ ⁻ (mgN/l)	0
Üld-P (mg/l)	0,015
PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	0,001
Cl ⁻ (mg/l)	1,6

Lisa 3. Veetaimestiku koosseis ja liikide ohtrused (1-5) erinevatel uurimisaastatel
 (-999 – määramata ohtrus)
 1973. aastast on teada ainult ohtraimad liigid ilma konkreetsete ohtrusteta.

Liik/uurimisaasta	1973	2009
Kaldaveetaimestiku sügavuspiir, m		1,7
Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m		0,7
Veesise taimestiku sügavuspiir, m		1,4
<i>Carex flava</i> L. kollane tarn		-999
<i>C. lasiocarpa</i> Ehrh. niitjas tarn		-999
<i>C. rostrata</i> L. pudeltarn		-999
<i>C. vesicaria</i> L. põistarn		-999
<i>Carex</i> sp.	-999	3
<i>Comarum palustre</i> L. soopihl		2
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. konnaosi		1
<i>Menyanthes trifoliata</i> L. ubaleht		1
<i>Peucedanum palustre</i> Moench soo-piimputk		-999
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. harilik pilliroog	-999	4
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla järvkaisel	-999	4
<i>Thelypteris palustris</i> Schott harilik soosõnajalg		1
<i>Typha latifolia</i> L. laialehine hundinui		-999
<i>Nuphar</i> sp. vesikupud		-999
<i>Nymphaea candida</i> C. Presl. väike vesiroos		3
<i>Nymphaea</i> sp. vesiroosid	-999	
<i>Potamogeton natans</i> L. ujuv penikeel	-999	1
<i>Chara aspera</i> Deth. ex Willd. kare mändvetikas		4
<i>Chara</i> sp. mändvetikad	-999	
<i>Elodea canadensis</i> Michx. kanada vesikatk		4
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen pikk penikeel		2
<i>P. rutilus</i> Wolfg. punakas penikeel	-999	1
<i>Bryophyta</i> sammaltaimed		-999

[illegible]

Lisa 5. Ratva järve fotod.



Veetaseme mõõdulatt 24. aug. 09.



Ratva järv 24. aug. 09.



Ratva järv 24. aug. 09.



Ratva järv 24. aug. 09.



Ratva järv 24. aug. 09.