



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2025

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 102

Ertevannets utvikling siden 1934 rekonstruert ved hjelp av sedimentundersøkelser

Thomas Rohrlack



Rohrlack, T. 2025. **Ertevannets utvikling siden 1934 rekonstruert ved hjelp av sedimentundersøkelser** – MINA fagrapport 102. 23 s.

Ås, mars 2025

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAUGSGIVER

Vannområde Glomma sør for Øyeren

FORSIDEBILDE

Ertevannet. Foto: Ole-Håkon Heier

NØKKEWORD

Ertevannet, trofi, alger, innsjø sediment

KEY WORDS

Lake Ertevann, trophic state, algae, lake sediment

Thomas Rohrlack (thomas.rohrlack@nmbu.no): Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.

Sammendrag

Vannområde Glomma sør for Øyeren ønsket en vurdering av i hvilken grad og på hvilken måte menneskelige aktiviteter har bidratt til eutrofieringen av innsjøen Ertevannet, som ligger i Rakkestad kommune i Østfold fylke. Vurderingen ble basert på sedimentundersøkelser, som ga detaljert innsikt i innsjøens utvikling over de siste 90 årene. Oppdragsgiverne ønsket også en analyse av næringsstofftilførselen gjennom de to viktigste tilførselsbekkene, basert på data samlet inn i perioden mai til oktober 2024.

Resultatene fra sedimentundersøkelsen viser at Ertevannet sannsynligvis ble en mer næringsrik innsjø på slutten av 1950-tallene og på 1960-tallet, som følge av endringer i jordbrukspraksis. Økt næringsstofftilførsel førte til en økning i flere algegrupper. I denne perioden var temperatursjiktningen trolig mindre stabil enn i dag, og anoksiske forhold i bunnvannet oppsto sannsynligvis ikke. Fra omtrent 2010 har økt tilførsel av humus og/eller klimaendringer bidratt til mer stabil temperatursjiktning, noe som har resultert i anoksiske bunnvann. Disse endringene, kombinert med fortsatt høy næringsstofftilførsel fra jordbruket, er sannsynligvis årsaken til økningen i mengden cyanobakterier og hyppigere oppblomstringer etter 2017. Anoksiske bunnvann kan også føre til frigjøring av fosfat fra sedimentene, noe som kan opprettholde og stabilisere algeoppblomstringer.

Både sedimentundersøkelsene og bekkeundersøkelsene peker på at hovedkilden til økt næringsstofftilførsel til Ertevannet ligger i den delen av nedbørfeltet som er nærmest innsjøen, og ikke oppstrøms. Bekkeundersøkelsene fra 2024 viser at Øverbybekken hadde betydelig høyere konsentrasjoner av de viktigste næringsstoffene enn både Vatvetelva og selve Ertevannet. I 2024 bidro Øverbybekken med høyere konsentrasjoner av totalfosfor, samt betydelig mer fosfat og nitrat, sammenlignet med Vatvetelva, til tross for at Øverbybekken hadde lavere gjennomsnittlig vannføring. Dette viser at Øverbybekken utgjør en viktig kilde til næringsstoffene i Ertevannet, mens Vatvetelva sannsynligvis har en fortynningseffekt ved å tilføre store vannmengder med lavere næringsstoffkonsentrasjoner enn det som finnes i innsjøen. Basert på disse funnene anbefales det å prioritere tiltak i nedbørfeltet til Øverbybekken for å redusere næringsstofftilførselen til Ertevannet.

Summary

Local authorities responsible for water management in the “Glomma sør av Øyeren” area requested an assessment of the extent to which human activities have contributed to the eutrophication of Lake Ertevannet, located in Rakkestad Municipality, Østfold County. The assessment was based on a paleolimnological study, which provided detailed insights into the lake's development over the past 90 years. The project also aimed to roughly estimate the nutrient input from the two main inflowing streams, using data collected from May to October 2024.

The results of the sediment analysis suggest that Lake Ertevannet likely became more nutrient-rich in the 1950s and 1960s due to changes in agricultural practices. Increased nutrient input during this time led to a rise in several algal groups. Thermal stratification was probably less stable than it is today, and anoxic conditions in the bottom water were unlikely to occur. In subsequent decades, increased humus input and/or climate changes have contributed to more stable thermal stratification, resulting in anoxic bottom water. These conditions, combined with sustained high nutrient input from agriculture, are likely the cause of the increase in cyanobacteria and more frequent blooms observed after 2017. Anoxic bottom water may also release phosphate from sediments, further sustaining and stabilizing algal blooms.

Both sediment investigations and stream analyses indicate that the primary source of increased nutrient input to Lake Ertevannet is located in the area of the catchment closest to the lake, rather than upstream. Stream analyses from 2024 reveal that Øverbybekken had significantly higher concentrations of key nutrients compared to Vatvetelva and Lake Ertevannet itself. In 2024, Øverbybekken contributed larger concentrations of total phosphorus as well as significantly more phosphate and nitrate than Vatvetelva, despite having a lower average water flow. This suggests that Øverbybekken is a major source of nutrients to Lake Ertevannet, while Vatvetelva likely dilutes the lake's nutrient concentrations by supplying large volumes of water with relatively low nutrient levels. Based on these findings, it is recommended to prioritize measures in the Øverbybekken catchment area to reduce nutrient input to Lake Ertevannet.

1. Innledning

EUs rammedirektiv for vann ble innført i Norge gjennom forskriften «Forskrift om rammer for vannforvaltning» (Kgl. res. 15.12.2006). Direktivet legger opp til en helhetlig og økosystembasert tilnærming for forvaltning av vannmiljøet i Norge og resten av Europa. Målet for naturlige vannforekomster av overflatevann, inkludert elver, innsjøer og kystvann, er at de minst skal oppnå god økologisk og kjemisk tilstand. God økologisk tilstand defineres som et "akseptabelt avvik fra naturtilstanden" for biologiske elementer samt tilhørende fysisk-kjemiske og hydromorfologiske parametere (jf. Vannforskriften § 5 og vedlegg V samt klassifiseringsveileder 02:2013, revidert 2015, Miljødirektoratet 2015).

Naturtilstanden, også kalt referansetilstanden, er sentral i norsk vannforvaltning. Spesielt viktig er grensen mellom god og moderat økologisk tilstand, ettersom kravet om å iverksette tiltak kun gjelder når en vannforekomst har moderat, dårlig eller svært dårlig tilstand. Dette skjer når den økologiske eller kjemiske tilstanden avviker så mye fra naturtilstanden at det opprinnelige økosystemet antas å ikke fungere lenger. Denne tilnærmingen bygger på at naturtilstanden representerer en stabil og selvregulerende tilstand for et økosystem. Å iverksette tiltak i vannforekomster som allerede er i naturtilstand, anses som lite bærekraftig fordi slike tiltak ofte møter sterk naturlig motstand og krever varige inngrep for å oppnå resultater. Dette gjelder ikke for tiltak i nedbørfeltet som har som formål å forebygge menneskelig påvirkning i fremtiden.

Fastsettelsen av naturtilstanden og grensen mellom god og moderat tilstand for en vannforekomst forutsetter detaljert kunnskap om tilstanden før menneskelig påvirkning. Slik informasjon er ofte utilgjengelig. For å løse dette problemet klassifiserer vannforskriften vannforekomster i ulike vanntyper basert på referanselokalteter, som er representative vannforekomster uten menneskelig påvirkning. Data fra disse lokalitetene brukes til å utvikle klassifiseringssystemer for tilstandsvurdering av ulike vanntyper. Denne metoden gjør det mulig å vurdere status for alle vannforekomster uten historiske data, men kan være mindre presis for lokale forhold og kan ikke identifisere årsakene til avvik fra naturtilstanden.

Denne rapporten benytter en alternativ metode basert på paleolimnologiske analyser for å gi individuelle vurderinger av innsjøen Ertevannet i Rakkestad kommune. Paleolimnologi bruker innsjøsedimenter som biologiske og kjemiske arkiver. Hvert år avsettes et sedimentlag i innsjøer, og dette materialet kan gi innsikt i det akvatiske økosystemet og kjemiske forhold på tidspunktet sedimentet ble avsatt. Dersom sedimentet ikke forstyrres, representerer overflatelaget den nåværende tilstanden, mens eldre lag viser utviklingen over tid. Ved å ta opp sedimentsøyler, dele dem i lag og analysere innholdet, kan en rekonstruere innsjøens utvikling. Alder av disse lagene bestemmes med hjelp av nedbrytinghastighet av radioaktive isotoper. Disse resultatene kombineres ofte med historiske data om menneskelig aktivitet i nedbørfeltet for å vurdere antropogen påvirkning og behov for tiltak.

I denne undersøkelsen har de paleolimnologiske metodene blitt brukt til å:

- rekonstruere historisk utvikling av trofi (biomasseproduksjon av alger, undervannsplanter og påvekstalger) i Ertevannet,
- vurdere om trofiske endringer skyldes naturlig eutrofiering (naturlig aldriingsprosess) eller menneskeskapt eutrofiering,
- vurdere resultater av næringsstoffmålinger i tilførselbekker utført i 2024.

2. Metoder

En sedimentsøyle ble hentet fra det dypeste punktet i innsjøen ved hjelp av en Uwitec sedimentprøvetaker. Prøvetakingen ble utført fra båt i mai 2024. Sedimentsøylen ble delt i lag på 1 cm, og prøvene ble overført til plastposer og frysetørket på laboratoriet. Analyser ble gjennomført for å måle innholdet av klorofyll a og dets nedbrytningsprodukter. Klorofyll a, som alle alger produserer, avsettes i sedimentet etter algens død, og mengden gir en indikasjon på algemengden i en gitt periode. Fordi klorofyll a er et ustabil pigment, ble også de viktigste nedbrytningsproduktene kvantifisert, og summen av disse brukes som et mål på den totale algemengden. I tillegg ble stabile pigmenter analysert for å identifisere mengden cyanobakterier (blågrønne alger) og andre algetyper, noe som bidrar til å avdekke endringer i algesammensetningen. Metoden for pigmentanalyse er nærmere beskrevet i Hagman m.fl. (2020).

Sedimentprøvene ble også analysert for fosforinnhold, da fosfor sedimenteres gjennom avsetning av døde organismer, mineralpartikler og jernforbindelser. Fosforinnholdet i sedimentet kan derfor indikere fosforkonsentrasjonen i vannet i en gitt periode. Det må imidlertid tas hensyn til at fosfor under visse forhold, som oksygenmangel i bunnvannet eller høy pH i vannet over sedimentet, kan frigjøres tilbake til vannfasen. Dette kan føre til at fosforinnholdet i sedimentet undervurderer fosforkonsentrasjonen i vannfasen. Analysen av fosforinnhold ble gjennomført i henhold til norsk standard for totalfosforanalyse. For å datere sedimentsjiktene ble mengden av årlig sedimentavsetning kvantifisert ved hjelp av radioaktivt Cesium (Cs-137) og Americium (Am-241). Disse ble brukt til å identifisere to markører: Tsjernobylulykken (1986) og de siste atmosfæriske atomprøvesprengningene (1962/63). I tillegg ble radioaktivt bly (Pb-210) analysert, noe som tillater datering av sedimenter tilbake til cirka 1830. Dataene ble brukt til å utvikle en matematisk modell som beregner avsetningstidspunktet for sedimentlagene basert på avstanden fra sedimentoverflaten. Hver innsjø ble analysert individuelt, og databehandlingen ble utført av Dr. Handong Yang ved University College of London (UCL). En detaljert metodebeskrivelse finnes i vedlegg. Denne analysen gir også sedimentasjonsraten for utvalgte prøver.

Den historiske utviklingen i trofi for Ertevannet ble sammenlignet med kjente endringer i jordbrukspraksis, kloakkhåndtering og klimaforhold for å vurdere årsakene til mulige endringer. Rapportarkiver i Brage-databasen ble gjennomgått for informasjon om innsjøenes utvikling og menneskelige inngrep i nedbørfeltene. Databasene Vann-Nett og Vannmiljø ble også benyttet der det var relevant. Det understrekes at en fullstendig rekonstruksjon av menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet over en periode på mer enn 90 år ligger utenfor rammen av denne rapporten. Rapporten skal derfor sees som et grunnlag for videre undersøkelser, snarere enn en fasit.

Rapporten vurderte også potensielle kilder til næringsstoffer som kan påvirke innsjøene. Dette inkluderte resultater fra bekkeovervåking i 2024 samt eksisterende overvåkingsdata for innsjøene og vassdragene, samlet inn av oppdragsiveren.

3. Eutrofieringsprosessen og muligheter for menneskelig påvirkning

Innsjøer med lavt innhold av planteplankton er vanligvis dominert av fysiske og kjemiske faktorer som påvirkes av værforhold, geologi og hydrologi. I slike innsjøer er variasjonene i vannkvalitet over tid og mellom ulike deler av innsjøen relativt små. Algeoppblomstringer og deres negative konsekvenser forekommer ikke. Innsjøer med høyt innhold av planteplankton er derimot preget av biologiske prosesser som kan føre til store svingninger i

oksygenkonsentrasjon, pH, næringsstoffnivåer og andre parametere. Dette kan resultere i oksygenmangel, fiskedød, dårlig lukt og ubehagelig smak. De økologiske forholdene i en innsjø, og dens verdi for menneskelig bruk, avhenger i stor grad av mengden biomasse som produseres av algene. I grunne innsjøer spiller også biomasseproduksjonen fra undervannsplanter og påvekstalger en betydelig rolle. Den samlede biomasseproduksjonen fra disse organismene kalles trofi, som er en nøkkelparameter innen limnologisk forskning og vannforvaltning. Trofinivået i en innsjø er ikke statisk, men kan øke som følge av naturlige prosesser (naturlig eutrofiering) eller menneskelig aktivitet (menneskeskapt eutrofiering). De paleolimnologiske metodene som benyttes i denne rapporten, gjør det mulig å rekonstruere trofiutviklingen for en periode som strekker seg mer enn 90 år tilbake i tid. Dette gir grunnlag for å vurdere både naturlige og menneskeskapt endringer i innsjøens trofi.

Før resultatene for Ertevannet presenteres, har jeg valgt å gi en kort introduksjon til begge disse prosessene for å sette funnene inn i en bredere kontekst.

3.1. Den naturlige eutrofieringen

Alle innsjøer gjennomgår en naturlig aldringsprosess som gradvis forbedrer vekstforholdene for plantep plankton og senere undervannsplanter. Resultatet er en økning i innsjøens trofi over tid. Drivkraften bak denne naturlige eutrofieringen er sedimentavsetning, som gradvis reduserer innsjøens dybde. Prosessen er godt beskrevet i litteraturen, og her bygger jeg på Wetzel (2001).

Tilgangen til næringsstoffer for alger i en innsjø avhenger ikke bare av hvor mye som tilføres fra elver og bekker, men også av hvor raskt næringsstoffene som fjernes fra vannsøylen, erstattes. Fjerningsprosessene inkluderer sedimentasjon av mineralske partikler, som leire, og døde organismer, og tap med vannet som renner ut av innsjøen. Derfor er vannets oppholdstid i innsjøen en viktig faktor: den avgjør hvor lenge det tar før næringsfattig vann erstattes med nytt, ofte mer næringsrikt vann fra nedbørfeltet. I dype innsjøer er oppholdstiden ofte lengre enn tiden det tar for innsjøinterne prosesser å fjerne næringsstoffer fra vannsøylen, noe som fører til lav tilgjengelighet av næringsstoffer og dermed begrenset algevekst.

I tillegg påvirker innsjøens dybde algenes tilgang til lys. Innsjøens vannsøyle deles i en eufotisk sone, der det er nok lys til fotosyntese, og en afotisk sone, hvor lysnivået ikke er tilstrekkelig for fotosyntese. Vindblanding kan transportere algene mellom disse sonene, og algenes vekst blir begrenset av forholdet mellom størrelsen på den eufotiske og den afotiske sonen. I dype innsjøer er den eufotiske sonen ofte relativt liten, noe som gjør at algeveksten i slike innsjøer ofte er lysbegrenset.

Denne kombinasjonen av begrenset tilgang til næringsstoffer og lys gjør at dype innsjøer ofte er oligotrofe, med lav biomasseproduksjon av alger. Selv om biomasseproduksjonen er lav, avsettes likevel noe biomasse som sediment. Over tid fører sedimenteringen til at innsjøens dybde reduseres. Dette forkorter vannets oppholdstid, noe som igjen gjør at næringsstoffer som fjernes fra vannsøylen, erstattes raskere. Dermed øker næringstilgangen for algene. Samtidig fører den avtagende dybden til en økning i størrelsen på den eufotiske sonen i forhold til den afotiske sonen, noe som forbedrer lystilgangen for algene.

Denne bedre tilgangen til næringsstoffer og lys resulterer i økt algevekst, som fører til økt sedimentering og videre reduksjon av innsjøens dybde. Prosessen er selvforsterkende: Økt biomasseproduksjon fører til mer sedimentering, som igjen reduserer dybden og forsterker vekstforholdene for algene. Dette kan føre til en akselererende økning i trofi over tid.

3.2. Den menneskeskapt eutrofieringen og situasjonen i Norge

Menneskelige aktiviteter bidrar ofte til en økning i algemengden og dermed en høyere trofi i innsjøene. Dette fører til en større mengde sedimentavsetning hvert år, noe som resulterer i raskere reduksjon av innsjøens dybde enn ved naturlig eutrofiering. Slike aktiviteter utløser ikke en ny prosess, men akselererer den naturlige eutrofieringen. Denne akselerasjonen betegnes som menneskeskapt eutrofiering. I området rundt innsjøen kan den menneskeskapt eutrofieringen skyldes flere faktorer, hvor de viktigste inkluderer:

- **Intensivering av jordbruket etter 1951**

Kanaliseringspolitikken fra 1951 og senere prioriteringer medførte en overgang fra tradisjonelt, variert jordbruk til intensivert kornproduksjon i denne sørøstlige delen av Norge. Denne utviklingen hadde flere konsekvenser for vannforekomster (jf. Stabbetorp, 2014). Mellom 1953 og 1987 økte grøfting av jordbruksarealer betydelig, sammen med nyvinning av jordbruksarealer og bakkeplanering. Slike inngrep førte til økt jorderosjon og dermed økt transport av fosforholdige leirpartikler til vannforekomstene. Rundt 1987 stanset mye av grøftingen og nyvinningen opp, og aktiviteten har siden vært på et lavt nivå.

Overgangen til kornproduksjon førte også til økt bruk av nitrogen- og fosforholdig mineralgjødsel, noe som kunne bidra til høyere næringstilførsel til innsjøene. Ifølge Stabbetorp (2014) var gjennomsnittlig forbruk av nitrogen (N) og fosfor (P) per dekar i Norge i 1949/50 henholdsvis 4 kg og 2 kg. Disse tallene steg til rundt 14 kg N og 3 kg P i 1979/80. Etter dette har fosforforbruket gått ned til rundt 1 kg/dekar/år i 2011/12, mens nitrogenforbruket har holdt seg stabilt på nivået fra 1979/80.

- **Kloakkhåndtering**

Ifølge Baalsrud (2000) var innføringen av vannklosetter rundt 1900 en viktig milepæl. Dette, kombinert med økende urbanisering, førte til en betydelig økning i kloakkforurenset vann. Fram til ca. 1970 ble kloakken hovedsakelig rensert mekanisk og biologisk før den ble sluppet ut i nærmeste vassdrag, noe som resulterte i omfattende overgjødning av innsjøene. Ledningsnettene fra denne perioden er preget av ufullstendige kloakkløsninger, som fortsatt fører til diffuse utslipp i mange kommuner.

I tillegg finnes det i dag mange lokale renseløsninger i spredt bebyggelse, med varierende rensesgrad. Innføring av strengere byggestandarder og økt oppmerksomhet rundt de eutrofiende effektene av kloakk har imidlertid ført til gradvis forbedring av kloakkhåndteringen siden omtrent 1980.

- **Klimaendringer**

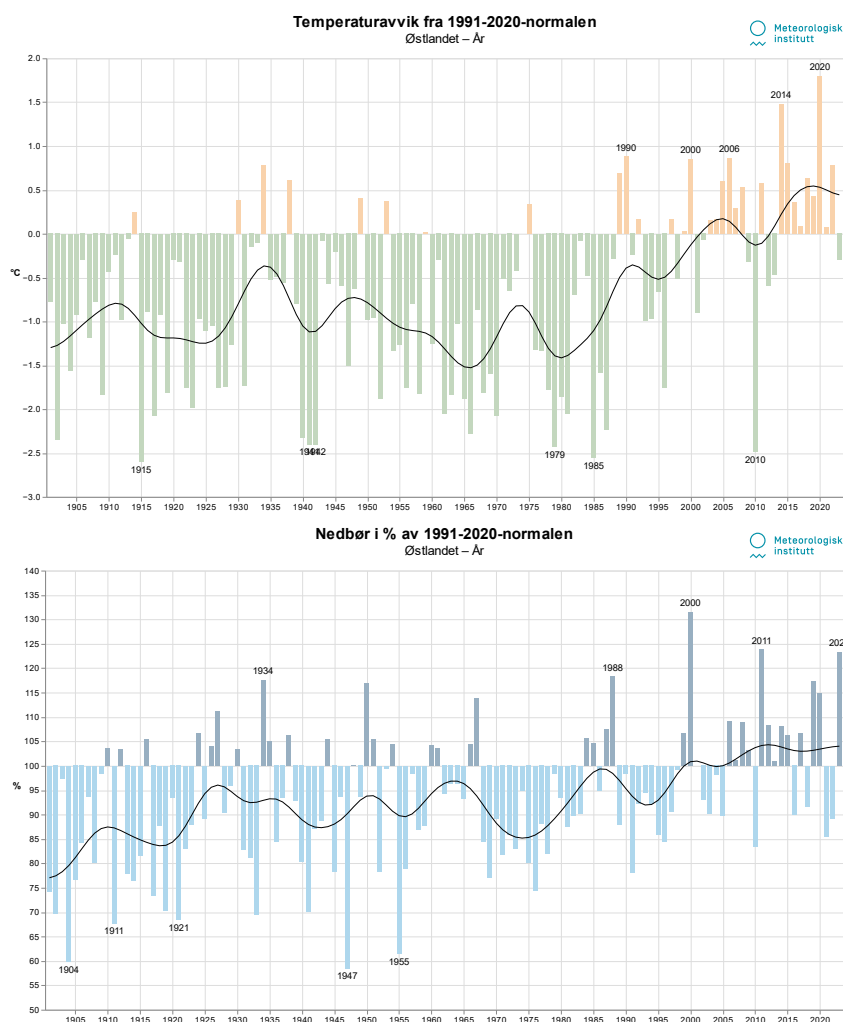
Siden 1900 har temperaturen på Østlandet vist flere perioder med både minimums- og maksimumsverdier (figur 1). En markant varmeperiode på 1930-tallet ble etterfulgt av en periode med lavere temperaturer. Etter 1995 har det vært en uvanlig høy frekvens av år med høye temperaturer. I dag ligger den gjennomsnittlige årstemperaturen nesten 2 grader over normalen fra 1961–1990. Årsnedbøren viser en tilsvarende trend (figur 1).

Disse endringene i temperatur og nedbørmengde kan på ulike måter bidra til økt trofi i innsjøer. Hobæk m.fl. (2012) har for eksempel beskrevet hvordan slike klimaendringer har påvirket Mjøsa.

- **Økning i tilførsel av løst organisk materiale (humus)**

På land avsettes kontinuerlig rester av planter, både i skog, våtmark og på jordbruksarealer. Disse restene brytes delvis ned av bakterier og andre organismer, og i

denne prosessen dannes stoffer som er mer motstandsdyktige mot videre nedbrytning. Disse stoffene omtales ofte som «humus». En del av humusstoffene kan løses opp i vann og transporteres via bekker til innsjøer, hvor de påvirker mange viktige prosesser. Humus er ofte brunfarget, noe som gjør vannet mindre gjennomsiktig når det transporteres til innsjøer. Dersom mengden humus øker i en svært klar innsjø, vil overflatevannet varmes opp raskere. Dette øker sannsynligheten for en termisk sjiktning, der varmt vann legger seg i toppen og kaldt vann i bunnen. Enkelte alger, som cyanobakterier, er avhengige av slik sjiktning. En moderat økning i humuskonsentrasjon kan derfor føre til mer cyanobakterier og oppblomstringer (Senar og medforfatter 2021), mens en kraftig økning reduserer mengden av cyanobakterier pga. lysmangel (jf. Lyche-Solheim og medforfattere, 2024). I vassdraget til Ertevannet har humusmengden gradvis økt siden omkring 1970-tallet (jf. Hagman og medforfatter 2020). Dette kan skyldes flere faktorer: reduksjon i sur nedbør, tettere skog, endringer i arealbruk (som mer flatehogst), torvproduksjon, og klimaendringer som har gitt økt nedbrytning av planterester på land samt mer nedbør, som raskere transporterer humus til innsjøene. Denne økningen i humusmengden kan, teoretisk, ha ført til økt trofi i innsjøer, spesielt hvis den har resultert i en økning i cyanobakteriemengden.

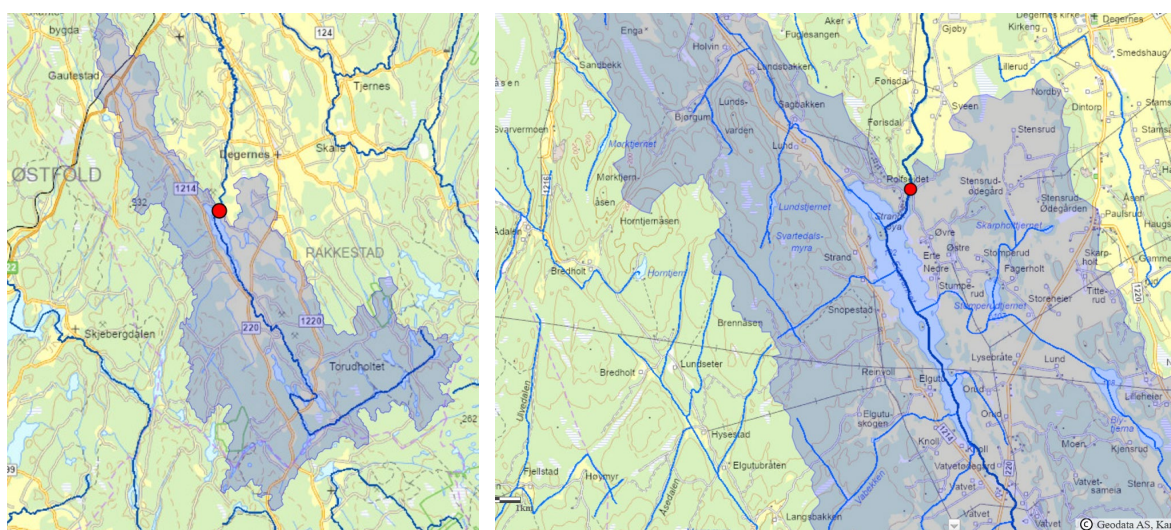


Figur 1: Avvik fra normaltemperatur og den normale nedbørmengden (begge i forhold til 1990-2020) i perioden 1900 til 2023 på Østlandet. Figurene ble hentet fra internettsiden til Meteorologisk Institutt (<https://www.met.no/vaer-og-klima/klima-siste-150-ar/regionale-kurver/ostlandet-siden-1900>)

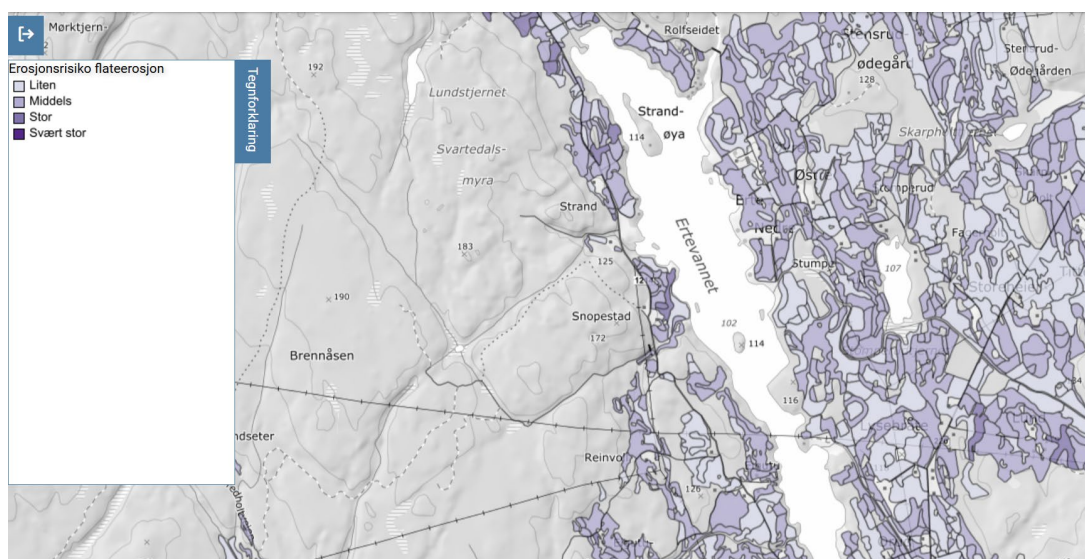
4. Resultater og diskusjon

4.1. Den nåværende tilstanden og den historiske utviklingen av Ertevannet

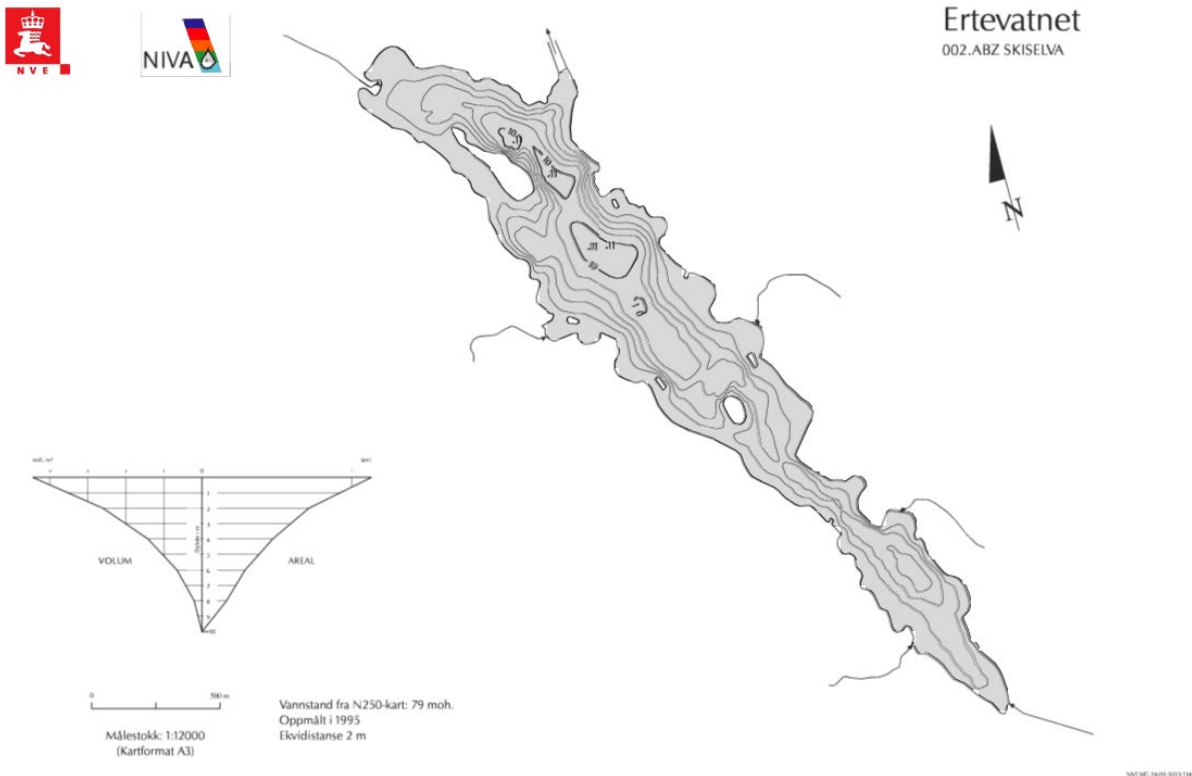
Ertevannet ligger i Rakkestad kommune i Østfold fylke, nær tettstedet Degernes. Innsjøen er en del av Skiselva-vassdraget og ligger nedstrøms Skjeklesjøen. Den har et areal på 1,13 km² og en maksimal dybde på rundt 11 meter. En oversikt over nedbørfeltet og sidebekkene er vist i figur 2, mens et utsnitt av erosjonsrisikokartet finnes i figur 3. Ifølge NVEs nettside NEVINA har nedbørfeltet et areal på cirka 96 km², dominert av skog (71 %), jordbruksarealer (21 %) og myr (4 %). Enkelte deler av nedbørfeltet har spredt bebyggelse og fritidsboliger. Leirdekningsgraden er 34 %, noe som indikerer at innsjøen kan være utsatt for tilførsel av fosforrike erosjonspartikler fra nedbørfeltet. Kartet over erosjonsrisiko underbygger denne konklusjonen ved å vise at jordbruksarealene i nedbørfeltet hovedsakelig ligger i kategorien middels til stor risiko for erosjon.



Figur 2: Oversiktskart over hele nedbørfeltet til Ertevannet (til venstre) og det lokale nedbørfeltet med sidebekkene (til høyre). Kilde: NVE, nevina.nve.no.



Figur 3: Utsnitt av erosjonsrisikokart. Kilde: NIBIO



Figur 4: Dybdekart for Ertevatnet. Kilde: NVE og NIVA.

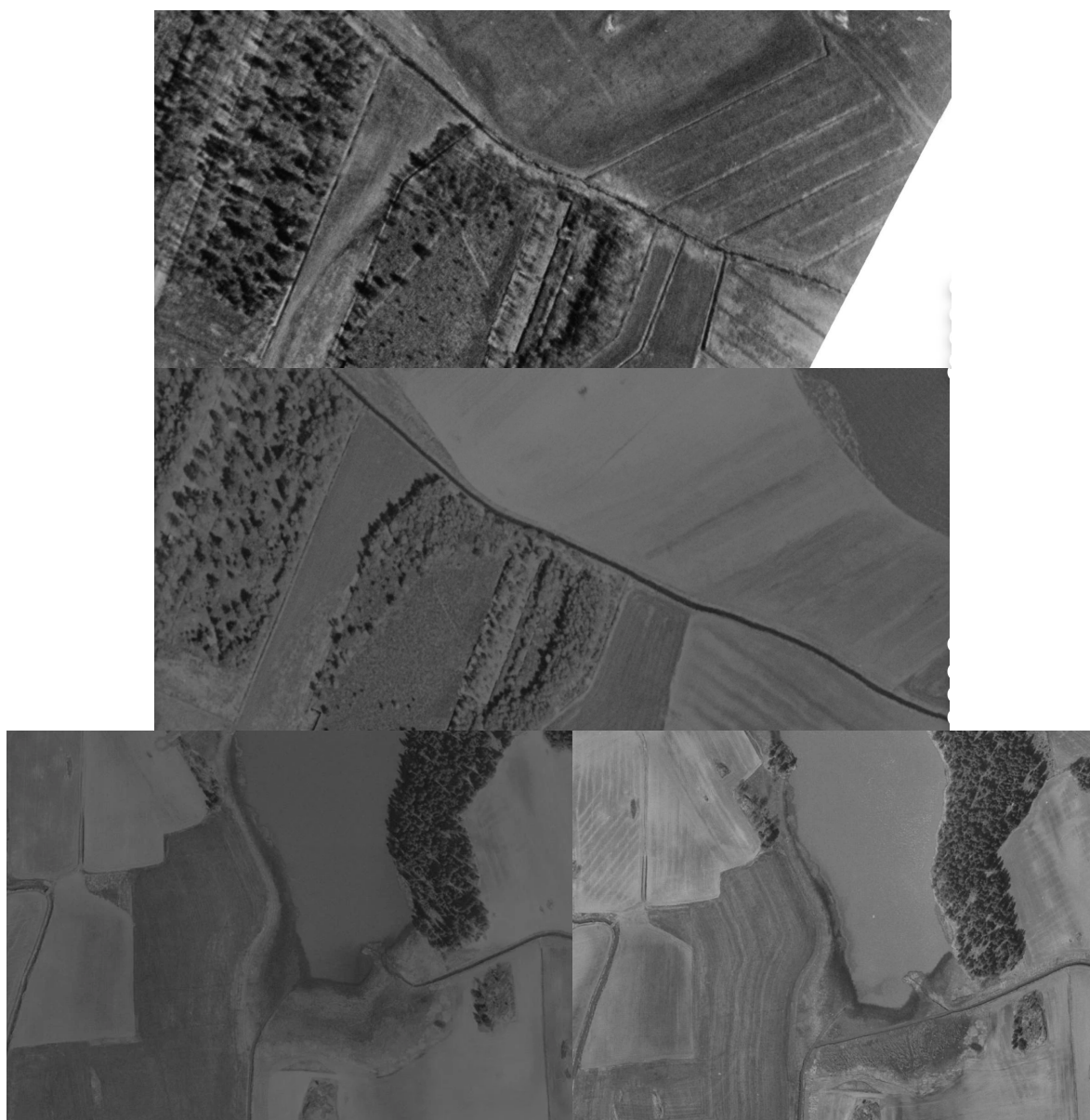
Innsjøen strekker seg i nord-sør-retning og er forholdsvis utsatt for vind. En inndeling i flere delbassenger med grunne områder og øyer mellom (figur 4) kan påvirke og muligens redusere sirkulasjonen i vannsøylen. Målinger av dybdeprofil for temperatur og oksygen fra sommeren 2017 viser at innsjøen kan utvikle temperatursjiktning med anoksiske forhold i bunnvannet (data fra <https://vanmiljo.miljodirektoratet.no/>). Det kan derfor ikke utelukkes at innsjøen er utsatt for fosfatutslipp fra sedimentene. En tiltaksanalyse fra 2014 fastslår at Ertevatnet mottar 2119 kg fosfor per år fra nedbørfeltet og har et reduksjonsbehov på 566 kg fosfor per år (Vannområdet Glomma sør for Øyeren, 2014). Hovedkildene til fosfortilførselen antas å være jordbruksavrenning og spredt bebyggelse.

Det finnes historiske flybilder av innsjøen og nedbørfeltet fra 1957, 1960-tallet og etter 2000. En analyse av disse bildene viser at jordbruksarealene var mer fragmenterte i 1957 og begynnelsen av 1960-tallet enn i dag. Særlig interessant og godt dokumentert er situasjonen rundt Blytjernbekken og Stomperudtjernet (Figur 5). Flybildene viser at grøfting og drenering allerede var i gang på slutten av 1950-tallet. Et spesielt alvorlig inngrep var omleggingen av Blytjernbekken, slik at vannet fra jordbruksområdene oppstrøms Stomperudtjernet ble ledet forbi tjernet (Figur 5). Dette førte til at Stomperudtjernet mistet sin funksjon som fangdam for erosjonspartikler og næringsstoffer fra de nå intensivt drevne jordbruksområdene øst for Ertevatnet. Dersom vi antar at disse inngrepene er representative for Ertevatnets nedbørfelt, er det sannsynlig at omleggingen av jordbruket som følge av kanaliseringspolitikken hovedsakelig fant sted i slutten av 1950-tallet og på 1960-tallet. Noen mindre endringer i bebyggelsen ble også observert, men det er ingen tegn til urbanisering. Spredt bebyggelse var, og er fortsatt, den vanligste bebyggelsesformen i området. Det kan derfor antas at befolkningstallet i nedbørfeltet har vært omtrent uendret fra slutten av 1950-tallet til i dag.

Nyere flybilder viser flere områder med flatehogst i nærheten av Ertevatnet og andre steder i nedbørfeltet etter 2010. Dette kan ha medført økt transport av humus til innsjøen. En

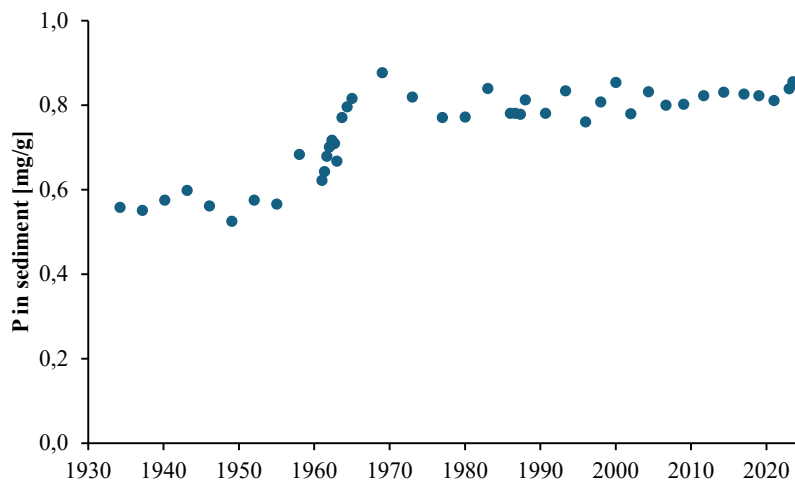
paleolimnologisk undersøkelse av Skjeklesjøen viste en kraftig økning i humustilførsel til denne innsjøen etter 1970, med en topp på 1980-tallet og etter 2000 (Hagman m.fl., 2020). Denne økningen ble forklart med reduksjon i sur nedbør etter 1980 og intensivert torvproduksjon i Skjeklesjøens nedbørfelt. Siden Skjeklesjøen ligger oppstrøms for Ertevannet, kan det antas at samme trend gjelder også for Ertevannet.

Ifølge Vann-nett.no er det gjennomført en del tiltak etter 2016. Dette inkluderer etablering av lokale kloakkrenseløsninger og tiltak for å redusere avrenning av partikler og fosfor fra jordbruksarealer. Flere tiltak er under planlegging.



Figur 5: Flybilder fra Blytjernbekken – Øverst: Området øst for fylkesveien 220 i 1957. Nylig gravete drengrofter med forbindelse til Blytjernbekken er synlige. Bilde 2: Samme området i 1962. Drening av området er ferdigstilt og grøftene med drengroter er lukket. Nederst til venstre: Del av Stomperudtjernet med inn- og utløp i 1964. Nederst til høyre: Samme området i 1965. Bekkeløpet har blitt endret, slik at vannet fra Blytjernbekken ledes utenom Stomperudtjernet. Kilde: Norgebilder.no

Sedimentundersøkelsen i Ertevannet gir grunnlag for å rekonstruere innsjøens utvikling fra 1934 til 2024, med relativt høy nøyaktighet når det gjelder datering (vedlegg 1). Perioden begynte med et jevnt lavt nivå av fosforinnhold i sedimentene (figur 6), etterfulgt av en økning i perioden 1960–1970. Deretter holdt fosforinnholdet seg på dette nivået. Dette indikerer en markant økning i tilførselen av fosfor, og muligens også andre næringsstoffer, etter 1960, med en vedvarende høy tilførsel etter 1970.



Figur 6: Forsforinnhold i sediment fra Ertevannet i perioden 1934-2024

Det er verdt å merke seg at økningen i fosforinnholdet i sedimentet mellom 1960 og 1970 ikke ble observert av Hagman et al. (2020) i deres undersøkelse av Skjeklesjøen. Dette tyder på en økning i tilførselen av næringsstoffer til Ertevannet fra områder i nedbørfeltet som ligger nærmere innsjøen, i stedet for fra de mer oppstrømsliggende områdene.



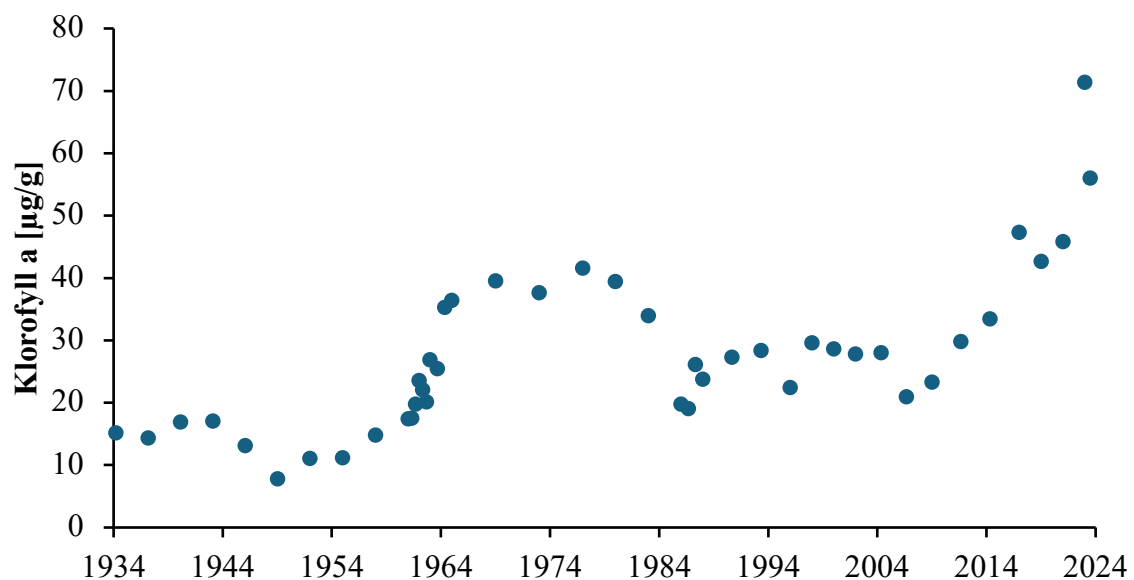
Figur 7: Sedimentasjonsrate i Ertevannet

Nedbørfeltet til Ertevannet har en høy andel leirjord (34%) og mange områder som er muligens utsatt for erosjon (figur 3). I en slik innsjø er det forventet at endringer i jordbrukspraksis vil påvirke mengden sediment som avsettes årlig. Dette gjelder særlig tiltak som bakkeplanering og storstilt grøfting, som ble gjennomført i store deler av Norge etter vedtaket om kanaliseringpolitikk i 1951. Store topper i sedimentasjonsraten markerer derfor sannsynligvis starten på en overgang til intensiv kornproduksjon i nedbørfeltet til en innsjø. Resultatene for sedimentasjonsraten i Ertevannet viser tydelig en markant topp i perioden 1961–1964 (figur 7, se også tabell 3 i vedlegg 1). Denne toppen sammenfaller med økningen i fosforinnholdet i sedimentet, vist i figur 6. Begge hendelsene ble kun observert i Ertevannet

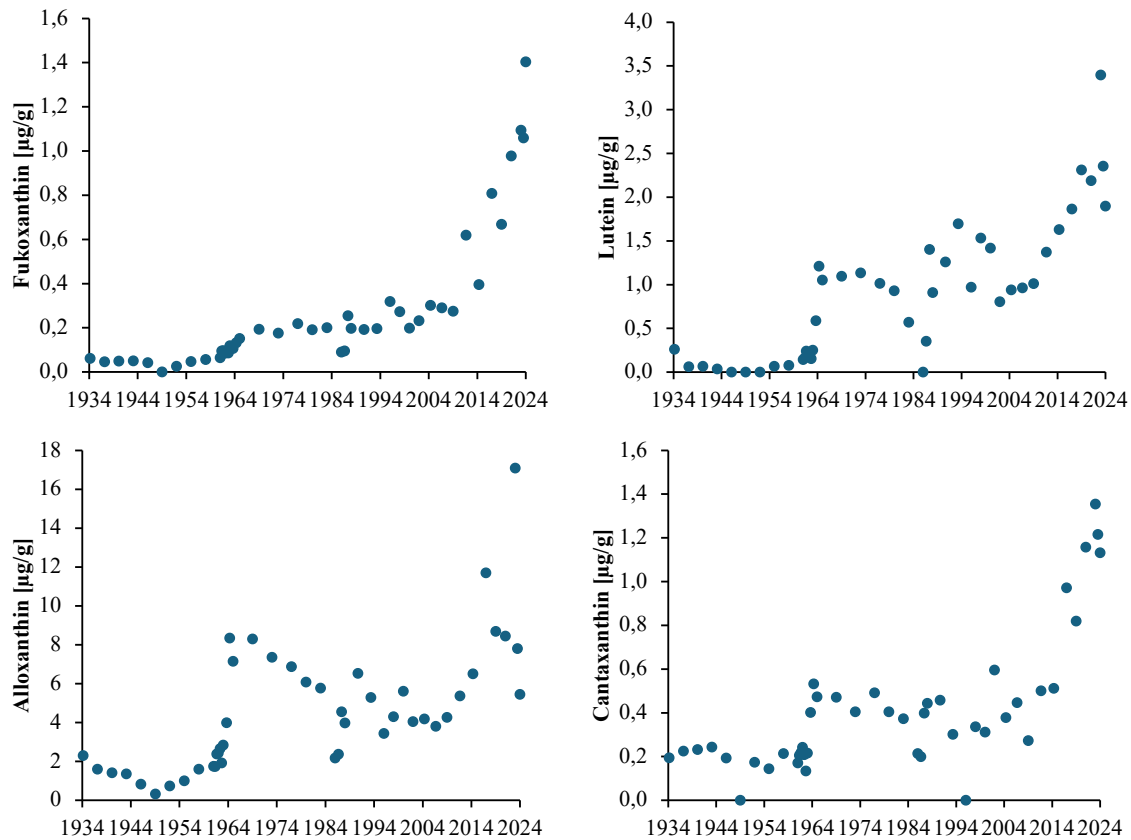
og ikke i Skjeklesjøen (Hagman et al., 2020). Det er derfor sannsynlig at tilførselen av næringsstoffer til Ertevannet økte betydelig fra 1961, som følge av endringer i jordbrukspraksis i nedbørfeltet nær Ertevannet. Dette passer bra til det vi vet om inngrep i nedbørfeltet, som vi også kan dokumentere med flybilder (Fig. 5).

Det er viktig å understreke at toppen i sedimentasjonsraten sannsynligvis er et resultat av selve gjennomføring av tiltak som bakkeplanering og grøfting. Etter at slike tiltak er fullført, har sedimentasjonsraten en tendens til å gå tilbake til mer normale nivåer, mens avrenningen av næringsstoffer forblir høy fra områder som nå brukes til intensiv kornproduksjon. Toppen i sedimentasjonsraten i perioden 1961–1964 markerer derfor trolig starten på en periode med betydelig jordbrukspåvirkning av Ertevannet. Dette understøttes av resultatene i figur 6, som viser at den høye fosforkonsentrasjonen i sedimentet vedvarte etter 1960-tallet. Målinger av fosfor i sedimentet gir et mål på den generelle næringsstoffbelastningen i innsjøen. Endringer i jordbruket etter vedtaket om kanaliseringpolitikk i 1951 førte til intensiv bruk av fosfor- og nitrogen gjødsel. Økningen i fosformengden i sedimentet i Ertevannet på 1960-tallet reflekterer derfor en generell økning i tilførselen av næringsstoffer (fosfor, nitrogen osv.) til innsjøen.

Alle alger produserer klorofyll a, som avsettes i sedimentet etter algenes død. Mengden klorofyll a i sedimentet fungerer derfor som et mål på den totale algemengden i en gitt periode. Resultatene for Ertevannet er vist i figur 8. Verdiene var relativt lave i perioden 1934 til 1961. En markant økning på 1960-tallet sammenfalt med toppen i sedimentasjonsraten og økningen i fosforkonsentrasjonen i sedimentet. Det er derfor sannsynlig at endringer i jordbrukspraksis i områder nær Ertevannet førte til en økning i algemengden som følge av økt tilførsel av næringsstoffer (nitrogen, fosfor osv.) til innsjøen. Figur 9 viser ulike pigmenter som representerer mengden av fire viktige algegrupper (kiselalger, grønnalger, kryptomonader og cyanobakterier). Figuren tydeliggjør at den antatte økningen i næringsstofftilførsel etter 1961 førte til en vekst i flere algegrupper.

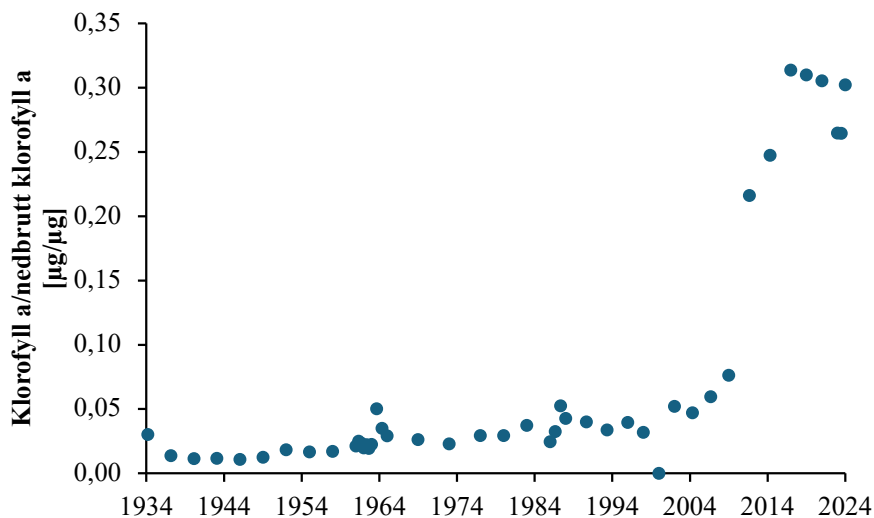


Figur 8: Mengden av klorofyll a i sedimentet til Ertevannet i perioden 1934 til 2024



Figur 9: Mengden av fukoxanthin (kiselalger), lutein (grønnalger og andre alger), alloxanthin (kryptomonader), og cantaxanthin (cyanobakterier) i sedimentet til Ertevatnet

Sedimentundersøkelsen viser videre at mengden økte igjen etter 2012 (figur 8). Denne økningen var særlig preget av en økning i mengden kiselalger (pigmentet fucoxanthin, figur 8 øverst til venstre, fra 2012) og cyanobakterier (pigmentet cantaxanthin, figur 8 nederst til høyre, fra 2017). Dette resultatet samsvarer godt med observasjoner gjort av vannforvaltningen, som viser at vannkvaliteten i innsjøen har forverret seg de siste årene, særlig etter 2017, på grunn av oppblomstringer av cyanobakterier.



Figur 10: Endringer i forhold klorofyll a og nedbryt klorofyll a

Klorofyll a er et pigment som kan brytes ned kjemisk etter at algene som produserte det, dør. Denne nedbrytningen må tas i betraktning for å rekonstruere den totale mengden alger. Dataene vist i figur 8 er derfor korrigert slik at nedbrytningen av klorofyll a ikke påvirker resultatene. Konkret ble mengden klorofyll a i figur 8 beregnet som summen av vanlig klorofyll a og alle dets nedbrytningsprodukter.

Graden av nedbrytning kan brukes til å rekonstruere oksygentilførselen i bunnvannet til en innsjø. Nedbrytningen av klorofyll a stopper når det ikke er oksygen til stede, og sedimentet vil da inneholde store mengder ikke-nedbrutt klorofyll a. Forholdet mellom vanlig klorofyll a og nedbrutt klorofyll a er derfor en indikator på oksygenmengden i bunnvannet. Lange perioder uten oksygen gir høye verdier, mens lave verdier tyder på høy oksygentilførsel i bunnvannet. Lange perioder uten oksygen oppstår når en innsjø er temperatursjiktet over lengre tid, særlig om sommeren, algenes vekstsesong. Endringer i forholdet mellom vanlig klorofyll a og nedbrutt klorofyll a kan dermed også indikere endringer i sjiktningforhold.

Figur 10 viser en tydelig økning i forholdet mellom vanlig og nedbrutt klorofyll a etter 2012. Svært lave verdier før 2012 og høye verdier etter 2012 tyder på at Ertevannet fikk en mer stabil temperatursjiktning med anoksisk bunnvann fra og med omtrent 2012. Noen alger er avhengige av en stabil temperatursjiktning for rask vekst, til tross for god næringstilgang. Cyanobakterier tilhører denne gruppen. Det er derfor mulig at økningen i mengden cyanobakterier og deres oppblomstringer etter 2017 skyldes en mer stabil sjiktning av vannsøylen i Ertevannet. Både sedimentundersøkelsen (figur 6) og observasjoner i selve innsjøen (Isidorova & Skarbøvik 2022) indikerer at økningen i mengden cyanobakterier skjedde i en periode med stabil næringsstoffkonsentrasjon i innsjøen. Det er derfor sannsynlig at økningen i forekomsten av cyanobakterier skyldes den beskrevne endringen i sjiktningforhold og ikke en økning i tilførselen av næringsstoffer utover den som fulgte av omleggingen i jordbruket på 1960-tallet.

To hovedårsaker kan forklare en mer stabil temperatursjiktning: klimaendringer og økt tilførsel av humus. Vi vet fra figur 1 og sedimentundersøkelsen gjennomført av Hagman og medforfattere (2020) i Skjeklesjøen at nedbørfeltet til Ertevannet er påvirket av begge faktorer. Viktig er å understreke at økningen i forhold mellom klorofyll a og nedbrutt klorofyll a kom flere år før økningen i mengden av cyanobakterier. Det tyder på at mer stabil temperatursjiktning og anoksiske forhold i bunnvann var årsaken av økningen i mengden av cyanobakterier og ikke dens resultat.

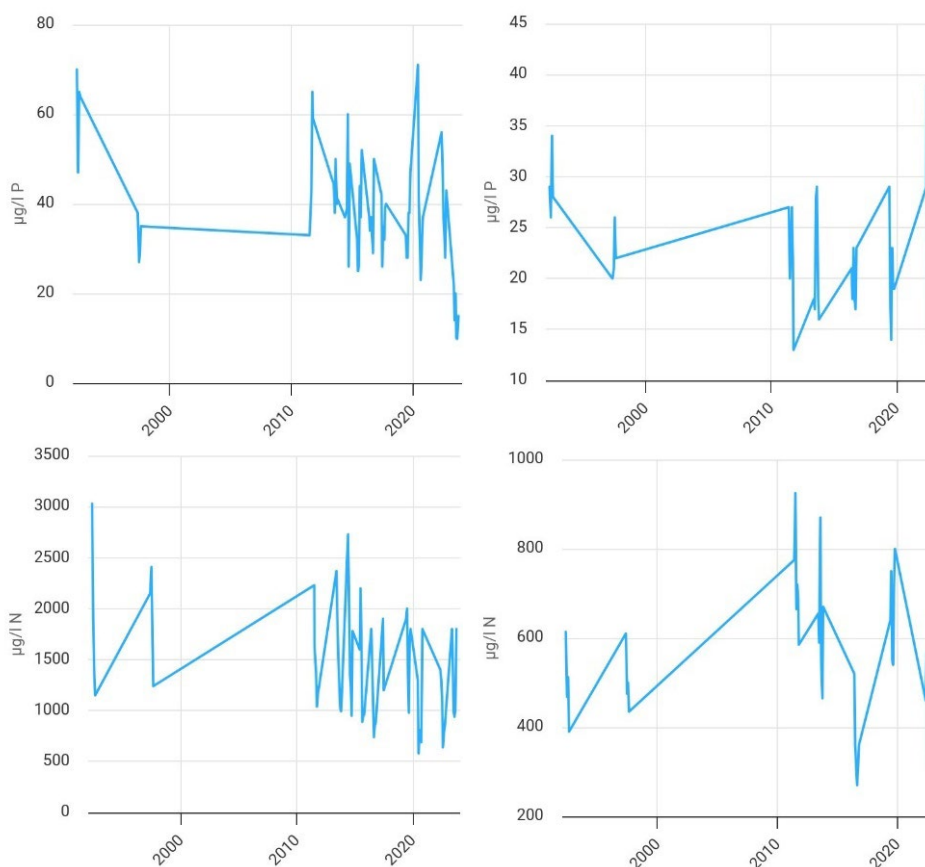
Sammenfattende kan vi fastslå at Ertevannet trolig ble en mer næringsrik innsjø som følge av endringer i jordbrukspraksis på slutten av 1950 tallene og på 1960-tallet. Økt tilførsel av næringsstoffer førte til en økning i mengden av flere algegrupper. I denne perioden var temperatursjiktningen trolig mindre stabil enn den er i dag, og anoksisk bunnvann oppsto sannsynligvis ikke. Økt tilførsel av humus og/eller klimaendringer har senere bidratt til en mer stabil temperatursjiktning og dannelsen av anoksisk bunnvann. Disse endringene, kombinert med fortsatt høy tilgang til næringsstoffer fra jordbruket, var sannsynligvis årsaken til økningen i mengden cyanobakterier og deres oppblomstring etter 2017.

Temperatursjiktning med anoksisk bunnvann ble også observert i feltstudier i 2017, noe som støtter resultatene av denne studien. Anoksisk bunnvann kan føre til frigjøring av fosfat fra sedimentene. Sedimentundersøkelser alene er imidlertid ikke tilstrekkelige for å identifisere en slik frigjøring. Dersom fosfatutslipp forekommer, kan dette bidra til å opprettholde og stabilisere oppblomstringer av alger.

4.2. Forsøk på en kildesporing for næringsstoffer

Konsentrasjonene av fosfor og nitrogen i Ertevannet er omtrent dobbelt så høye som i Skjeklesjøen, som ligger oppstrøms for Ertevannet (figur 11). Dette indikerer at Ertevannet tilføres næringsstoffer hovedsakelig fra deler av nedbørfeltet som ligger i nærheten av sjøen. Funnene støtter konklusjonene fra sedimentundersøkelsen.

I 2024 ble ulike næringsstoffer og indikatorer målt i de viktigste tilførselsbekkene. Resultatene, som ble oversendt av oppdragsgiver, er presentert i tabellene 1 og 2. Øverbybekken renner inn i Ertevannet fra nord, og nedbørfeltet rundt bekken består i stor grad av jordbruksareal (43 %) med en svært høy andel leirjord (58 %) (dataene fra NVE via NEVINA nettside). Fra mai til oktober 2024 ble det målt høye verdier for alle næringsstoffer. Konsentrasjonene av totalfosfor, fosfat og nitrat var betydelig høyere enn tilsvarende verdier i Ertevannet (figur 11). Samtidig tyder relativt lave konsentrasjoner av kloakkbakterier på at næringsstoffene ikke stammer fra kloakkbekken i denne bekken. Ved å bruke gjennomsnittsverdiene for perioden og middels avrenning (1990–2020) for Øverbybekkens nedbørfelt, hentet fra NEVINA (NVE), kan vi estimere tilførselen av ulike næringsstoffer: 780 kg totalfosfor/år, 162 kg fosfat/år, 11 100 kg nitrat/år og 138 kg total karbon/år.



Figur 11: Tilgjengelige måleresultater for totalfosfor (øverste diagrammer) og totalnitrogen (nederste diagrammer) i Ertevannet (venstre siden) og Skjeklesjøen (høyre siden). NB diagrammene fra begge innsjøer har ulik skalering av Y-aksen. Figurene fra <https://vanmiljo.miljodirektoratet.no/>.

Tabelle 1: Måleresultater for Øverbybekken, data fra oppdragsgiveren

Dato	E. coli	Fargetall	Total fosfor	Fosfat	Nitrat	TOC
	[mpn/100ml]	[mg Pt/l]	[µg P/l]	[µg P/l]	[µg N/l]	[mg/l]
15.05.2024	30	100	97	16	1300	15
28.06.2024	150	170	110	21	1500	18
01.08.2024	610	180	82	22	1300	18
22.08.2024	460	140	83	29	1200	17
19.09.2024	230	130	46	15	2100	15
07.10.2024	250	100	50	17	1800	13
Gjennomsnitt	263	150	96	20	1367	17

Vatvetelva, som drenerer nedbørfeltet oppstrøms for Ertevannet, hadde relativt lave verdier for alle parametere med unntak av fargetall. Bortsett fra slutten av august, etter kraftig nedbør, ble det ikke målt forhøyede verdier av kloakkbakterier. Dette indikerer at kloakkbekken er lav. Verdiene for totalfosfor, fosfat og nitrat var enten lavere enn eller sammenlignbare med verdiene i selve innsjøen. Basert på gjennomsnittsverdiene for perioden og middels avrenning (1990–2020) fra NEVINA (NVE) kan tilførselen av ulike næringsstoffer fra Vatvetelvas nedbørfelt estimeres til: 733 kg totalfosfor/år, 75 kg fosfat/år, 4000 kg nitrat/år og 278 kg total karbon/år.

Tabelle 2: Måleresultater for Vatvetelva, data fra oppdragsgiveren

Dato	E. coli	Fargetall	Total fosfor	Fosfat	Nitrat	TOC
	[mpn/100ml]	[mg Pt/l]	[µg P/l]	[µg P/l]	[µg N/l]	[mg/l]
15.05.2024	25	77	44	7,8	130	10
28.06.2024	96	77	21	0	300	9,8
01.08.2024	32	110	22	0	44	13
22.08.2024	8700	92	29	0	250	12
19.09.2024	30	110	19	0	140	14
07.10.2024	52	100	22	0	140	13
Gjennomsnitt	51	88	29	3	158	11

Disse dataene indikerer at Øverbybekken hadde betydelig høyere konsentrasjoner av de viktigste næringsstoffene enn både Vatvetelva og Ertevannet. I 2024 tilførte Øverbybekken høyere konsentrasjoner av totalfosfor og betydelig mer fosfat og nitrat til innsjøen sammenlignet med Vatvetelva, til tross for en betydelig lavere middels avrenning. Dette viser at Øverbybekken er en viktig kilde til næringsstoffer i Ertevannet, mens Vatvetelva sannsynligvis bidrar til en fortykningseffekt ved å tilføre store mengder vann med ofte lavere konsentrasjoner av næringsstoffer enn de som finnes i Ertevannet. Basert på dette anbefales det å prioritere tiltak i nedbørfeltet til Øverbybekken for å redusere næringsstofftilførselen til innsjøen.

5. Referanser

- Baalsrud, K. (2000). VA-sektorens utvikling - fra den spede start fram mot år 2000. VANN, s. 65-77.
- Hagman, C. H. C., Rohrlack, T., Uhlig, S., Hostyeva, V. (2019). Heteroxanthin as a pigment biomarker for *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae). *PloS one*, 14(12), e0226650.
- Hagman CH, Rohrlack T, Riise G. (2020). The success of *Gonyostomum semen* (Raphidophyceae) in a boreal lake is due to environmental changes rather than a recent invasion. *Limnologica*. 84:125818.
- Hobaek, A., LØVIK, J. E., Rohrlack, T., Moe, S. J., Grung, M., Bennion, H., ... & Piliposyan, G. T. (2012). Eutrophication, recovery and temperature in Lake Mjøsa: detecting trends with monitoring data and sediment records. *Freshwater Biology*, 57(10), 1998-2014.
- Isidorova, A., Skarbøvik, E. (2022). Trender i vannkvalitet i elver og innsjøer i Vannområde Glomma Sør: Trender frem til 2021. NIBIO Rapport 8(127) 2022.
- Lyche Solheim, A. og medforfatter 2024. Lake browning counteracts cyanobacteria responses to nutrients: Evidence from phytoplankton dynamics in large enclosure experiments and comprehensive observational data. *Global Change Biology* 30: e17013.
- Skarbøvik, E., Bechmann, M., Rohrlack, T., & Haande, S. (2011). Overvåking Vansjø/Morsa 2009-2010. Resultater fra overvåkingen i perioden okt. 2009 til okt. 2010. Bioforsk Rapport.
- Stabbetorp, H. (2014). Landbrukets utvikling siden 1950. Utviklingstrekk av betydning for vannkvaliteten. VANN, s. 89-96.
- Senar, O.E., Creed, I.F. and Trick, C.G., 2021. Lake browning may fuel phytoplankton biomass and trigger shifts in phytoplankton communities in temperate lakes. *Aquatic Sciences*, 83, pp.1-15.
- Vannområdet Glomma sør for Øyeren. (2014). Lokal tiltaksanalyse for Vannområde Glomma Sør for Øyeren. 91 sider
- Wetzel, R. (2001). *Limnology – Lake and River Ecosystems*. 3rd edition. Academic Press. 1006 sider

6. Vedlegg

Report on the Radiometric Dating of Sediment Core ETVN taken from Ertevanet, Norway
Handong Yang
Environmental Change Research Centre
University College London

Rationale and methodology

Lead-210 (half-life is 22.3 year) is a naturally-produced radionuclide, derived from atmospheric fallout (termed unsupported ^{210}Pb). Cesium-137 (half-life is 30 years) and ^{241}Am are artificially produced radionuclides, introduced to the study area by atmospheric fallout from nuclear weapons testing and nuclear reactor accidents. They have been extensively used in the dating of recent sediments. Dried sediment samples from core ETVN taken from Ertevanet were analysed for ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs and ^{241}Am by direct gamma assay in the Environmental Radiometric Facility at University College London, using ORTEC HPGe GWL series well-type coaxial low background intrinsic germanium detector. Lead-210 was determined via its gamma emissions at 46.5keV, and ^{226}Ra by the 295keV and 352keV gamma rays emitted by its daughter isotope ^{214}Pb following 3 weeks storage in sealed containers to allow radioactive equilibration. Cesium-137 and ^{241}Am were measured by their emissions at 662keV and 59.5keV (Appleby et al, 1986). The absolute efficiencies of the detector were determined using calibrated sources and sediment samples of known activity. Corrections were made for the effect of self-absorption of low energy gamma rays within the sample (Appleby et al, 1992).

Results

Lead-210 Activity

Total ^{210}Pb activity does not reach the equilibrium depth with relevant supported ^{210}Pb activity even at the base of the core (45 cm, Figure 1a). Unsupported ^{210}Pb activities, calculated by subtracting ^{226}Ra activity (as supported ^{210}Pb) from total ^{210}Pb activity, are relatively low and decline irregularly with depth (Figure 1b). In the top 17.5 cm unsupported ^{210}Pb activities decline in an exponential trend with depth with some gentle fluctuations, suggesting small changes in the sediment accumulation rates. However, notable dips at 20.5 and 29.5 cm would indicate considerable increased sediment accumulation rates at the depths, respectively.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth profile (Figure 2c) shows two peaks at 20.5 and 29.5 cm, and they should be derived from the Chernobyl accident fallout in 1986 and the 1963 fallout maximum of the atmospheric testing of nuclear weapons, respectively. Low ^{241}Am activities in two disconnected samples were detected, but they are insufficient for dating.

Core Chronology

Use of the CIC (constant initial concentration) dating model was precluded by the non-monotonic features in the unsupported ^{210}Pb profile. ^{210}Pb chronologies and sediment accumulation rates were calculated using the CRS (constant rate of ^{210}Pb supply) dating model (Appleby, 2001). The simple CRS dating model places 1963 depth between 38.5 and 41.5 cm, which is clearly deeper than the depth suggested by the ^{137}Cs record. The final ^{210}Pb

chronologies were calculated by assuming that the sediments at 29.5 cm were formed in 1963 and this put 1986 depth at 20.5 cm, in agreement with the ^{137}Cs record. The corrected results were given in Table 3 and shown in Figure 2. ^{210}Pb sedimentation rates of the core show considerable increased rates in the 1960s and 1980s, reaching 1.8 and 0.9 $\text{g cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$, respectively, above the basic rates around 0.2 $\text{g cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$.

References

- Appleby, P G, 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In W M Last and J P Smol (eds.) *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol. 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Pp171-203.
- Appleby, P G, Richardson, N, Nolan, P J, 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst. & Methods B*, 71: 228-233.
- Appleby, P G, Nolan, P J, Gifford, D W, Godfrey, M J, Oldfield, F, Anderson, N J & Battarbee, R W, 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia*, 141: 21-27.

Table 1. ^{210}Pb concentrations in core ETNV taken from Ertevanet

Depth cm	Dry Mass g cm^{-2}	Pb-210 Total Bq Kg^{-1}		Supported Bq Kg^{-1}		Unsupp Bq Kg^{-1}		Cum Unsupported Pb-210 Bq m^{-2}	
		1	\pm	1	\pm	1	\pm	1	\pm
0.5	0.0075	204.16	25.53	141.34	8.05	62.82	26.77	4.7	1.4
2.5	0.3181	178.31	11.33	90.42	3.14	87.89	11.76	236.6	47.8
5.5	1.3816	159.22	8.71	89.84	2.68	69.38	9.11	1069	112.1
8.5	2.7843	154.1	12.05	92.58	3.61	61.52	12.58	1986	180.9
11.5	4.3158	124.58	12.62	96.65	3.97	27.93	13.23	2637.4	265.4
14.5	5.9877	123.18	7.4	91.14	2.2	32.04	7.72	3138	331.5
17.5	7.6926	116.89	10.1	93.38	3.1	23.51	10.57	3607.7	362.5
20.5	9.4157	97.42	9.99	90.78	3.14	6.64	10.47	3837.7	405.4
23.5	11.1525	133.77	7.69	105.19	2.27	28.58	8.02	4098.7	440.6
26.5	12.675	121	13.83	100.74	4.05	20.26	14.41	4466.9	467.7
29.5	14.6082	88.78	9.93	88.55	3.21	0.23	10.44	4553.4	528.2
32.5	16.7456	95.23	9.86	89.68	3.1	5.55	10.34	4589.1	571.1
35.5	18.8006	96.01	9.18	88.06	2.76	7.95	9.59	4726.3	608.8
38.5	20.8069	97.24	10.44	88.18	2.85	9.06	10.82	4896.7	640.8
41.5	22.8661	107.06	9.76	87.33	3.04	19.73	10.22	5179	677.2
44.5	25.0156	100.84	5.73	85.44	1.63	15.4	5.96	5554.7	705.8

Table 2. Artificial fallout radionuclide concentrations in core ETVN.

Depth cm	Cs-137		Am-241	
	Bq Kg ⁻¹	±	Bq Kg ⁻¹	±
0.5	25.11	3.23	0	0
2.5	24.22	1.65	0	0
5.5	25.19	1.28	0	0
8.5	25.62	1.89	2.01	1.13
11.5	32.93	1.94	0	0
14.5	27.37	1.2	0	0
17.5	47.94	1.98	0	0
20.5	65.57	2.31	1.91	0.89
23.5	42.14	1.4	0	0
26.5	42.31	2.44	0	0
29.5	59.7	2.16	0	0
32.5	21.39	1.5	0	0
35.5	0	0	0	0
38.5	0	0	0	0
41.5	0	0	0	0
44.5	0	0	0	0

Table 3. ²¹⁰Pb chronology of core ETVN taken from Ertevanet.

Depth cm	Drymass g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age yr	±	g cm ⁻² yr ⁻¹	cm yr ⁻¹	± %
0	0	2024	0				
0.5	0.0075	2024	0	2	0.2652	2.084	43.9
2.5	0.3181	2023	1	2	0.1813	0.66	17.5
5.5	1.3816	2017	7	2	0.1923	0.468	18.6
8.5	2.7843	2009	15	3	0.1705	0.349	25.9
11.5	4.3158	2002	22	4	0.303	0.567	50.5
14.5	5.9877	1996	28	5	0.2154	0.383	32.1
17.5	7.6926	1988	36	6	0.2314	0.405	51.3
20.5	9.4157	1986	38	7	0.902	1.564	57.3
23.5	11.1525	1977	47	8	0.1368	0.252	41
26.5	12.675	1965	59	10	0.1365	0.237	78
29.5	14.6082	1963	61	10	1.653	2.437	85
32.5	16.7456	1962	62	13	1.8104	2.591	99.8
35.5	18.8006	1961	63	19	1.832	2.707	119.4
38.5	20.8069	1952	72	29	0.2286	0.337	133.1

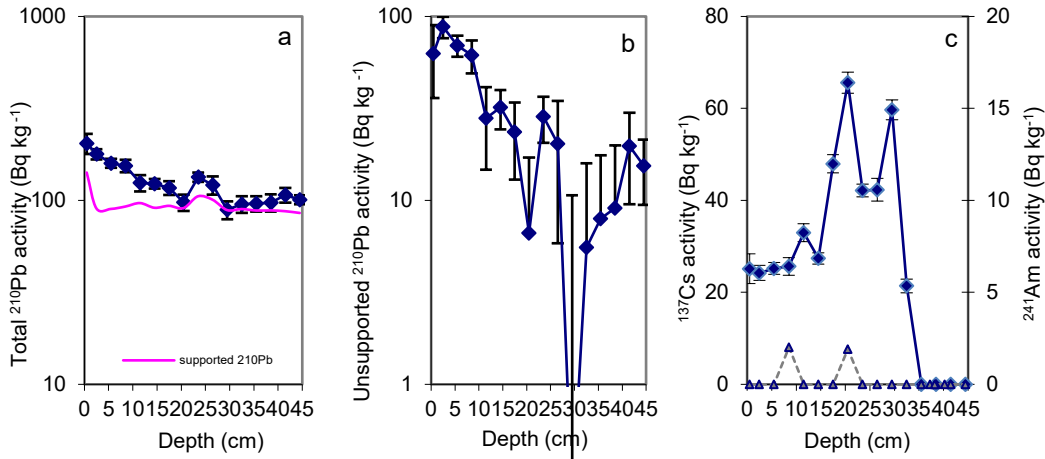


Figure 1. Fallout radionuclide concentrations in core ETNV taken from Ertevant, showing (a) total ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , and (c) ^{137}Cs and ^{241}Am concentrations versus depth.

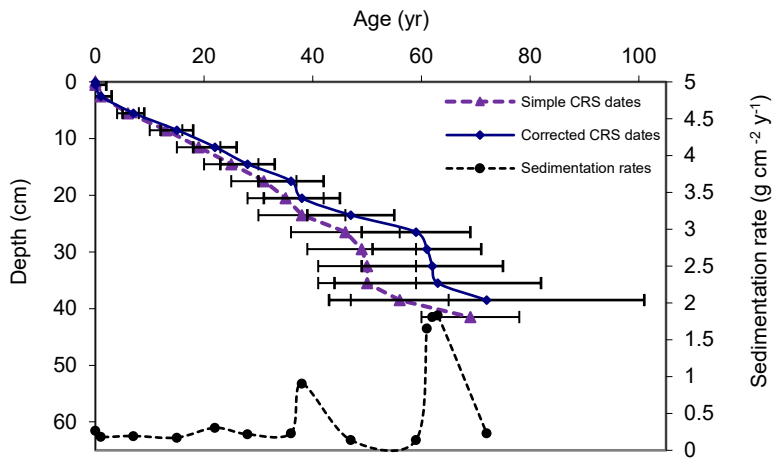


Figure 2. Radiometric chronology of core ETNV taken from Ertevant, showing the CRS model ^{210}Pb dates and sediment accumulation rates.