



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Historisk utvikling i vannkvalitet - Paleolimnologiske undersøkelser i Tunevannet

Historical development in water quality
- Paleolimnological studies in Tunevannet, Norway

Liv Mette Poverud
Naturforvaltning

FORORD

Dette er en avsluttende oppgave for min mastergrad i naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven utgjør 30 studiepoeng og hører innunder miljø- og naturressurser ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning. Prosjektet er finansiert av Sarpsborg kommune.

Oppgaven samsvarer godt med hva jeg ønsket å skrive om, og jeg setter derfor stor pris på at jeg fikk denne muligheten. Jeg ønsker å gi en stor takk til min hovedveileder, Thomas Rohrlack, for å ha stilt opp gjennom hele prosessen og tatt seg god tid til veiledning, konstruktive tilbakemeldinger og diskusjoner. Hans kunnskap og særdeles gode formidlingsevne, har gjort at jeg har lært utrolig mye. Jeg ønsker også å takke medveileder Gunnhild Riise for godt samarbeid og konstruktive tilbakemeldinger på språk og struktur i oppgaven. Takk til medveileder Sigrid Haande, ved Norsk institutt for vannforskning, for informasjonsutveksling og diskusjon av labresultatene. Takk til Ståle Haaland som også har vært en god støtte under arbeidet, både faglig, blant annet gjennom utførelse av PCA for oppgaven, men også gjennom hans smittsomme positivitet og gode humør. For øvrig ønsker jeg å takke ansatte ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning for utførelse av datering, analysen av kornstørrelsesfordeling, total nitrogen og total karbon, samt ICP-analyse.

Jeg ønsker å rette en stor takk til Sarpsborg kommune som gjorde dette prosjektet mulig. En særlig takk til Charlotte Iversen som har bidratt med viktig informasjon og vært en nøkkelperson gjennom arbeidet. Takk til Sarpsborg roklubb for lån av båt til feltarbeid, og til Arnfinn Oliverson, Børre Claudius og Espen Danevad ved Sarpsborg kommune og Tommy Opheim ved Statens vegvesen for å ha bidratt med nyttig informasjon til oppgaven.

Sist, men ikke minst ønsker jeg også å rette en stor takk til familie og venner som alltid stiller opp, og som har gitt meg god støtte gjennom studiene.

Ås, 12.05.2017

Liv Mette Poverud

SAMMENDRAG

Paleolimnologiske undersøkelser kan bidra til å øke kunnskapsgrunnlaget for vurdering av vannkvalitet iht. vanddirektivet. Sedimentundersøkelser kan gi referansetilstand ("upåvirket" tilstand) og dagens tilstand i en og samme analyse. Sett i sammenheng med utvikling av mulige antropogene påvirkningsfaktorer, kan det gi mye informasjon. I dette studiet har slike undersøkelser blitt utført for Tunevannet - en eutrof innsjø med cyanobakterieoppblomstringer, med moderat økologisk tilstand. Sedimentsøylen fra innsjøen ble datert (Cs-137) til estimert tidsperiode 1882–2016, og analysert for andel tørrvekt, glødetap, pigmenter, kornstørrelsesfordeling og innhold av total fosfor, jern, svovel, bly, karbon og nitrogen. Tunevannet har blitt benyttet av mennesker i lang tid. De eldste sedimentene kan allikevel representere referansetilstand i begreps brede forstand, en tilstand uten påvirkning av moderne jordbruk, omfattende industrialisering og urbanisering. Resultatene for klorofyll a, total fosfor og nitrogen viste en betydelig økning fra 1980-tallet. Klorofyll a og fosfor så ut til å stabiliseres på et høyt nivå omkring år 2000, mens nitrogen viste en vedvarende økning til og med 2016. Det var allikevel lave nivåer av lett tilgjengelig nitrogen, som kan ha gitt nitrogenfikserende cyanobakterier en fordel. Denne betydelige endringen over kort tid, med tydelig avvik fra referansetilstand, tyder på antropogene påvirkninger. Principal component analysis (PCA) viste positiv korrelasjon mellom klorofyll a, organisk karbon, total fosfor, nedbør og til dels temperatur. Klimaendringer fremstår dermed som en viktig drivkraft, også for endringen i total nitrogen, men så ikke ut til å forklare hele variasjonen. Omlegging av friområder omkring 80-tallet med flere tette flater og gjødslete gressarealer kan, sammen med økt nedbør, tenkes å ha bidratt til økt avrenning og næringstilførsel. Betydelig boligutbygging på 90-tallet kan ha eskalert problematikken. Kloakk og jordbruk kan potensielt ha bidratt til å presse innsjøens tålegrense i forkant, men vurderes ikke som hoveddrivkrefter til endringen i vannkvalitet fra 1980. Reduksjon av næringstilførsel fremstår som sentralt for å bedre vannkvalitet og redusere fytoplanktonvekst. Nitrogenfiksering krever mye energi, slik at en tilstrekkelig reduksjon antas også å kunne begrense nitrogenfikserende cyanobakterier. Reduksjon i nitrogen fremstår særlig aktuelt, med vesentlig endring på 80-tallet og vedvarende økning. Det foreslås å undersøke betydningen av nitrogentilførsel for vannkvaliteten i Tunevannet nærmere. Få drivkrefter som samsvarte i tid med endringen i vannkvalitet på 1980-tallet tyder på et mer komplekst bilde, med diffuse forurensningskilder som er vanskelig å lokalisere. Dette er heller ikke uventet for en innsjø som Tunevannet, som er et mye brukt rekreasjonsområde.

ABSTRACT

Paleolimnological studies can provide a better fundament for evaluation of water quality in relation to the Water Framework Directive. By analyzing sediments, one gains information on reference conditions (“undisturbed” conditions), current conditions and on drivers of changes in water quality, all in one study. The current study focuses on Tunevannet, an eutrophic lake with cyanobacteria blooms and a moderate ecological status. The sediment core was dated (Cs-137) to the estimated period of 1882–2016, and was analyzed for dry weight, loss on ignition, pigments, grain size distribution, total phosphorous, iron, sulfur, lead, carbon and nitrogen. There have been human activity in the lake’s catchment for a long time. However, the oldest sediments could still represent the reference condition, in the broad sense of the term, as the state without impact from modern agriculture, major industrialization and urbanization. There was a rapid increase in chlorophyll a, total phosphorous and nitrogen after 1980. Chlorophyll a and total phosphorous seem to have stabilized on a high level around year 2000, while total nitrogen showed a continued increase throughout the period. Plant available nitrogen was still low and might have given nitrogen fixating cyanobacteria an advantage. Such a rapid change, which deviates from reference conditions, indicate anthropogenic impact. A principal component analysis (PCA) showed positive correlation between chlorophyll a, organic carbon, total phosphorous, precipitation and partly temperature. Climate change seems to have had an substantial impact on water quality. However, it does not seem to be the only driver of change in water quality. Changes in usage of recreational areas in the 1980s, along with more impermeable surfaces and fertilized lawns, could in conjunction with increased precipitation have led to increased runoff and nutrient loads. Housing constructions in the 1990s might have escalated this even further. Sewage and agriculture might have contributed to changes in water quality, but are not considered as main drivers of the changes around 1980. Decreasing nutrient loads seems to be essential to improve water quality and reduce phytoplankton biomass. Considering the rapid and continued increase in nitrogen, decreasing nitrogen loads and further assessment of the effects of nitrogen loads in Tunevannet seems particularly important. A sufficient reduction could probably also reduce nitrogen fixating cyanobacteria, as fixation demands a lot of energy. The investigated drivers of changes in water quality seems only to explain the changes in Tunevannet to some extent. This indicates a more complicated situation with diffuse pollution that are hard to locate, which is also quite common for a recreational lake.

INNHALDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	1
1.1 VARIASJON I VANNKVALITET - DRIVKREFTER.....	1
1.2 VANNDIREKTIVET	3
1.3 PALEOLIMNOLOGI	5
<i>Sedimentanalyser</i>	6
1.4 OPPGAVENS INNHOLD OG FORMÅL.....	7
2. OMRÅDEBESKRIVELSE	8
3. MATERIALE OG METODE	11
3.1 FELTARBEID	11
3.2 LABORATORIEARBEID OG -ANALYSER.....	11
<i>Oppdeling av sedimentsøylen</i>	11
<i>Frysetørking og tørrvekt</i>	12
<i>Datering: Cs-137</i>	12
<i>Glødetap (organisk materiale)</i>	13
<i>Kornfordelingsanalyse</i>	13
<i>Pigmentanalyse</i>	14
<i>ICP-analyse</i>	15
<i>Total karbon og total nitrogen</i>	15
3.3 STATISTISKE ANALYSER.....	15
3.4 FEILKILDER OG USIKKERHET	16
3.5 INNSAMLING AV INFORMASJON OM DRIVKREFTER TIL VARIASJON I VANNKVALITET	16
4. RESULTATER	17
4.1 BESKRIVELSE AV SEDIMENTSØYLEN.....	17
4.2 DATERING.....	17
4.3 TØRRVEKT	19
4.4 GLØDETAP (ORGANISK MATERIALE)	20
4.5 KORNSTØRRELSSEFORDELING.....	21
4.6 PIGMENTANALYSE	22
<i>Cyanobakterier</i>	23
4.7 KJEMISKE ANALYSER	24
<i>Fosfor</i>	24
<i>Jern</i>	24
4.8 TOTAL NITROGEN OG NITROGEN/FOSFOR FORHOLD.....	25
4.9 STATISTISKE ANALYSER.....	27

4.10 LOKALE DRIVKREFTER - HISTORISK UTVIKLING AV TUNEVANNET MED NEDBØRSFELT	28
<i>Overvåkning av vannkvalitet</i>	28
<i>Landbruk</i>	30
<i>Urbanisering</i>	32
<i>Kommunalt og spredt avløp</i>	35
<i>Industri</i>	36
<i>Rekreasjonsområder</i>	38
4.11 REGIONALE/GLOBALE DRIVKREFTER - KLIMA	40
5. DISKUSJON	42
5.1 REFERANSETILSTAND	42
5.2 DRIVKREFTER TIL VARIASJON I VANNKVALITET	42
<i>Tørrvekt</i>	43
<i>Svovel og jern (Anoksiske forhold)</i>	43
<i>1882–1980: klorofyll a, fosfor og nitrogen</i>	44
<i>1980–2016: klorofyll a, fosfor og nitrogen</i>	46
<i>Myxoxanthophyll (cyanobakterier)</i>	51
6. KONKLUSJON	52
7. LITTERATUR.....	54
8. VEDLEGG	61
VEDLEGG 1 – DETEKSJONS- OG KVANTIFISERINGSGRENSER.....	61
VEDLEGG 2 – TUNE KOMMUNE.....	62
VEDLEGG 3 – KJEMISKE ANALYSER OG TOTAL NITROGEN	63
VEDLEGG 4 – TOTAL KLOROFYLL A, MYXOXANTHOPHYLL OG ECHINENONE.....	65
VEDLEGG 5 – KLOROFYLL A/ORGANISK KARBON.....	67
VEDLEGG 6 – PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS	68
VEDLEGG 7 – TOTAL NITROGEN, TOTAL FOSFOR OG KLOROFYLL A I VANN 1984–2016.....	69
VEDLEGG 8 – FOLKEMENGDE OG BOLIGUTBYGGING	70
VEDLEGG 9 – KART OVER TUNEVANNET MED AVLØPSSONER.....	73
VEDLEGG 10 – TRAFIKKDATA	75
VEDLEGG 11 – KLIMADATA	76

1. INNLEDNING

En av de mest omfattende utfordringene i vannforvaltning er å oppnå en bærekraftig bruk av vannforekomster. Med befolkningsvekst har menneskelig påvirkning fått økt betydning, med et stadig økende press på både land- og vannressurser (Callisto et al. 2014; Smith et al. 1999). Antropogene faktorer kan påvirke en innsjø utvikling ved å endre eller eskalere naturlige prosesser, som eutrofiering. Eutrofiering innebærer en økning i trofi (økning i primærproduksjon), og er i utgangspunktet en naturlig del av en innsjø aldringsprosess, men menneskelig aktivitet kan bidra til å eskalere denne prosessen betydelig (Helfrich et al. 2009). Eutrofiering av vann forårsaket av menneskelig aktivitet (antropogen eutrofiering) omtales som et av de mest utfordrende miljøproblemene i verden og som hovedårsaken til redusert vannkvalitet i overflatevann (Khan & Mohammad 2014; Yang et al. 2008). Typiske kjennetegn for en eutrof innsjø er blant annet uklart vann, algeoppblomstringer, økt plantevekst og endring i fiskesamfunnet til større dominans av karpefisk (Helfrich et al. 2009). Oppblomstring av cyanobakterier (også kalt blågrønnalger) utgjør særlig en bekymring, ettersom flere arter kan produsere toksiner som kan føre til sykdom hos mennesker som får i seg vannet (Gjølme et al. 2010).

1.1 VARIASJON I VANNKVALITET - DRIVKREFTER

Egenskapene til en vannforekomst kan påvirkes av en rekke naturlige forhold, herunder biologiske, geologiske, hydrologiske, meteorologiske og topografiske forhold. Den naturlige tilstanden i en innsjø er vanligvis ikke stabil, men endrer seg over tid, som følge av endringer i faktorer som erosjon, morfometriske egenskaper (for eksempel endring i dybde gjennom sedimentasjon), geokjemiske tilførsler og avrenningsmønstre (Wetzel 2001). Dette påvirker igjen produktiviteten i innsjøen (Wetzel 2001). Etter hvert som sedimentet akkumuleres vil innsjøen bli grunnere, organismer mindre lysbegrenset (eutrof sone vil bli relativt større i forhold til total dybde), næringsstoffer fortynnes i mindre grad, biomasseproduksjon øker og det vil være kortere tid til å bryte ned organisk materiale før det treffer sediment (Wetzel 2001). Samtidig vil det bli mer nedbrytning grunnet større produksjon, noe som forbruker mer oksygen og som vil kunne føre til anoksiske (oksygenfrie) forhold i bunnvann (Correll 1998; Søndergaard et al. 2003). Ved slike forhold kan jern (III) i sediment reduseres til jern (II) og sammen med svovel danne jernsulfid (FeS), som vil gi svartfarget sediment. Fosfor bindes sterkt til jern og ved en reduksjon i jern kan fosfor lekke ut i vannmassene (Søndergaard et al. 2003). Næringsstoffer fra sediment kan også lekke ut ved andre forhold, for eksempel

gjennom oppvirvling forårsaket av vind og/eller fisk som beiter ved bunn (Søndergaard et al. 2003). Den naturlige eutrofieringsprosessen vil være selvakselererende, da høyere produksjon og mindre nedbrytning av organisk materiale i vannfasen vil øke sedimentasjonsraten og gjøre innsjøen grunnere og grunnere (Wetzel 2001). Den naturlige prosessen er saktegående, og avhengig av innsjøens utgangspunkt kan den ta flere tusen år (Helfrich et al. 2009).

Menneskelig aktivitet kan bidra til å eskalere den naturlige eutrofieringsprosessen. Økt næringstilførsel til vannforekomster er en av hoveddrivkreftene for antropogen eutrofiering, hvor fosfor og nitrogen er av særlig betydning (Khan & Mohammad 2014). Fosfor regnes som en av de viktigste begrensende faktorene for algevekst, men nitrogen har også i større og større grad blitt regnet som en viktig faktor (Lewis & Wurtsbaugh 2008; Paerl et al. 2011). Kilder til næringstilførsel forårsaket av menneskelig aktivitet kan være punktkilder (f.eks. kloakkanlegg og papirfabrikk) eller mer diffuse kilder som f.eks. avrenning fra gjødslete plener, jordbruk og lekkasje fra septiktanker (Helfrich et al. 2009; Khan & Mohammad 2014; Yang et al. 2008). De diffuse kildene er særlig typisk for vann brukt for rekreasjon, og utgjør en større utfordring da de er vanskeligere å lokalisere (Helfrich et al. 2009).

Jordbruk og kloakk trekkes ofte frem som noen av de viktigste kildene til forurensning av innsjøer (Bechmann et al. 2005; Hobæk 2000; Khan & Mohammad 2014; Strand et al. 2015). Det var særlige utfordringer knyttet til både jordbruk og kloakk omkring 1950–1970-tallet. Til tross for et økende antall kloakkrensianlegg og stadig utbedret kloakksystem eskalerte forurensningsproblematikken på 60–70-tallet grunnet stadig høyere utslipp (Håland 2001). I etterkant av dette ble det bygget bedre renseanlegg, noe som i stor grad har forbedret forholdene (Håland 2001). Fra omkring 1950-tallet startet en effektivisering av jordbruket hvor en i større grad gikk over til å bruke traktor i stedet for hest. Omkring samme tid startet en omlegging i jordbruket med økende kornproduksjon sentralt på Østlandet og rundt Trondheimsfjorden (Rognstad & Steinset 2012). Disse endringene kunne potensielt øke erosjonsrisikoen fra jordbruksområder og på denne måten øke sedimentasjonsraten og tilførsel av næringsstoffer til vannforekomster, særlig med hensyn til fosfor som ofte er sterkt bundet til jordpartikler (Øgaard & Pedersen 2016). Gjødsling i jordbruket kan føre til økt næringstilførsel, særlig av nitrogen og fosfor. Bruk av gjødsel økte jevnt til omkring 1980 (Rognstad & Steinset 2012). Deretter holdt nitrogenbruk seg relativt stabilt, mens fosforbruk ble redusert frem mot 2008/09. Høye gjødselpriser i etterkant av 2008/09 førte til et redusert forbruk (Rognstad & Steinset 2012).

Klimavariasjoner er i utgangspunktet naturlig, men nevnes allikevel her som en potensiell medvirkende faktor for antropogen eutrofiering av vannforekomster. Klima har over tid blitt endret og påvirket av menneskelig aktivitet, særlig gjennom globale utslipp av klimagasser (Hanssen-Bauer et al. 2015; Karl & Trenberth 2003; Kernan et al. 2011). Med fortsettende utslipp er det forventet en økning i temperatur og nedbør, samt flere intensive nedbørsepisoder – endringer som allerede har blitt observert over de siste 100 år (Hanssen-Bauer et al. 2015). Antropogene klimaendringer vil kunne bidra til å eskalere eutrofieringsprosessen gjennom blant annet økt næringstilførsel som følge av økt avrenningshastighet og –mengde, samt økt mineralisering og erosjon (Moss et al. 2011). Overflateavrenning fra tette flater (og fra mettet jord) vil med endringene i nedbør kunne få økende betydning (Hanssen-Bauer et al. 2015; NOU 2015:16). I tillegg har befolkningsvekst med påfølgende utbygging og fortetting ført til en økende andel tette flater, som eskalerer problematikken ytterligere (NOU 2015:16). Økt nedbør vil også kunne legge et større press på kloakksystemer, og føre til overløpsproblematikk (Nie et al. 2009; NOU 2015:16).

I tillegg til at økt næringstilførsel alene kan føre til en økende mengde fytoplankton, vil klimaendringene også kunne gi lengre vekstsesong og endringer i næringsnettet (for eksempel færre store *Daphnia*) som kan redusere beitepresset på fytoplankton (Moss et al. 2011; Paerl & Huisman 2008; Paerl & Paul 2012). Klimaendringene vil kunne favorisere cyanobakterier, blant annet ved at de ser ut til å ha optimale forhold ved en høyere temperatur enn for mange av konkurrentene (Gjølme et al. 2010; Joehnk et al. 2008; Paerl et al. 2011; Paerl & Paul 2012). I tillegg til dette kan for øvrig cyanobakterier ha flere andre fortrinn grunnet tilpasninger som nitrogenfiksering, vertikalmigrering og lagring av næringsstoffer (Gjølme et al. 2010; Mur et al. 1999).

1.2 VANNDIREKTIVET

EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet), implementert i Norge gjennom vannforskriften siden 2007, setter overordnede rammer og mål for vannforvaltning og benyttes som et verktøy for å vurdere vannkvalitet. Det tar for seg flere vannrelaterte temaer (for eksempel forurensningskontroll og avløp), hvor hovedformålet er bærekraftig bruk, beskyttelse og å forhindre ytterligere forringelse av vannforekomster, samt iverksette tiltak om nødvendig (Vannforskriften 2006; Water Framework Directive 2000). Rent konkret er det satt et mål om at alle vannforekomster skal opprettholde eller oppnå ”god tilstand” innen 2021 (figur 1) (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013).

Klassifiseringssystemet for økologisk tilstand går fra svært dårlig til svært god, hvor det ved en klassifisering under grenseverdien god/moderat er krav om iverksettelse av tiltak (figur 1).

”Svært god” tilstand tilsvarer vannforekomstens naturtilstand/referansetilstand, som innebærer en tilstand med ingen eller ubetydelig endring fra upåvirkete forhold (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013). En vannforekomst vurderes gjennom overvåkning og evaluering av biologiske, fysiske og kjemiske parametere, hvor god økologisk tilstand innebærer ”akseptable avvik fra naturtilstand” (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013). Vannforekomster defineres med en vanntype med tilhørende fysiske og kjemiske referanseverdier, for eksempel kalkinnhold, høyde over havet, overflateareal og middeldyp (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2011; *Vannforskriften* vedlegg II). Vanntypen representerer ”forventet naturtilstand” (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2011). Ved vurdering av vannkvalitet sammenlignes referanseverdiene med observerte verdier og tilstand tallfestes fra 0 til 1 (ecological quality ratio, EQR), hvor 1 tilsvarer referansetilstand (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013).



Figur 1: Klassene for økologisk tilstand i henhold til vanndirektivet. Miljømålet er at vannforekomsten skal ha minst god tilstand. Dersom miljømålet ikke er oppnådd, kreves det iverksettelse av tiltak (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013).

Det er mange fordeler med et slikt rammedirektiv. Det setter blant annet fokus på ivaretagelse av vannressurser i forvaltningen og gir konkrete mål, samt bedre og mer standardiserte metoder for vurdering av vannkvalitet på tvers av landegrenser (Hering et al. 2010). Vanndirektivet har, sammenlignet med tidligere vanndirektiver, flyttet fokus fra kjemiske elementer til biologiske elementer, da det er sistnevnte som nå i hovedsak anvendes for å vurdere økologisk tilstand (Bennion & Battarbee 2007). Til tross for mange fordeler, er det ikke uten utfordringer. Metodene kan være tidkrevende, kostbare og komplekse og det kan være vanskelig å finne den optimale balansen mellom generalisering og detaljfokus (Hering et al. 2010). En av de største utfordringene er definisjon av (en realistisk) referansetilstand, noe som er et mye omdiskutert tema (Bennion & Battarbee 2007). Referansetilstand defineres som ”uberørt eller upåvirket” tilstand, men det er mye usikkerhet rundt hva dette egentlig innebærer, og det finnes få vann i Europa som kan sies å være upåvirket av mennesker

(Bennion & Battarbee 2007; Moss 2007). Konseptet har for øvrig også blitt kritisert for å ignorere naturlige svingninger, ved å ta utgangspunkt i at referansetilstand er stabil (Bouleau & Pont 2015). Med få sammenlignbare ”referanse vann”, i tillegg til begrenset overvåkingsdata fra en tid uten eller med begrenset menneskelig påvirkning, kan definisjon av referansetilstand være utfordrende (Bennion & Battarbee 2007). I denne sammenheng kan paleolimnologiske metoder være et nyttig verktøy, hvor referansetilstand kan finnes direkte.

1.3 PALEOLIMNOLOGI

Paleolimnologi er studiet av langtidsutviklingen til en vannforekomst. En av de beste måtene å få tak i denne informasjonen på er gjennom å hente ut en sedimentsøyle (Last & Smol 2002). Spor av vannforekomsters tidligere tilstander lagres i sedimentene, slik at sedimentet fungerer som et slags historisk arkiv (Pienitz & Lotter 2009). Paleolimnologiske metoder kan bidra til en bedre forståelse av underliggende årsaker til variasjoner i vannkvalitet over tid, ved å se på informasjon fra sedimentanalyser i sammenheng med mulige påvirkningsfaktorer (for eksempel endringer i nedbørsfeltet og klimaendringer) (Pienitz & Lotter 2009).

Referansetyperne benyttet i vanndirektivet er teoretiske og vil dermed ikke nødvendigvis samsvare med realiteten for alle vannforekomster. På hvilken måte menneskelig aktivitet påvirker en vannforekomst kan avhenge av dens referansetilstand (se f.eks. Brenner et al. 1993), som gjør referansetilstand til et avgjørende element i vurdering av vannkvalitet i henhold til vanndirektivet. En feilaktig definert referansetilstand kan derfor i teorien føre til feilvurderinger av vannkvalitet. Paleolimnologiske metoder er i hovedsak den eneste måten å direkte finne referansetilstand til en vannforekomst, foruten eventuelle overvåkingsdata som strekker seg tilbake til en tid med lite menneskelig påvirkning. Slike data hører dog med til sjeldenhetene, og selv med lange tidsserier kan de være lite sammenlignbare grunnet ulik metodikk gjennom tiden (Bennion & Battarbee 2007). Paleolimnologi kan gi referansetilstand og dagens tilstand i en og samme analyse, og kan på denne måten bidra til et bedre kunnskapsgrunnlag for å vurdere vannkvalitet i henhold til vanndirektivet.

SEDIMENTANALYSER

Det finnes flere ulike sedimentanalyser som kan belyse en vannforekomst historie, herunder analyser av tørrvekt, kornstørrelse, glødetap, pigmenter og ulike grunnstoffer. Andel tørrvekt kan gi indikasjoner på sammensetning av sediment. En lav tørrvekt kan indikere mye organisk substans, da det kan holde mye vann som vil fordampe under tørking. En høy tørrvekt kan indikere mye leire-/mineralpartikler, da slike partikler har høy tetthet og holder lite vann. Kornfordelingsanalysen analyserer sammensetning av sediment direkte. Resultatet vil vise andel leire, silt og sand gjennom sedimentsøylen, og med dette kunne gi indikasjoner på lokaliteter og kilder til tilførsel fra nedbørsfeltet til vannforekomst.

Glødetapet (andel av sediment som fjernes ved forbrenning) representerer autoktont og alloktont organisk materiale, og kan med dette vise endringer i organisk materiale over tid. Sett sammen med klorofyll a (fra pigmentanalyse) kan det også gi indikasjoner på om endringer er grunnet endring i primærproduksjon og/eller alloktont materiale. Pigmentanalysen kan vise utvikling av total mengde fyttoplankton (klorofyll a) og sammensetning av fyttoplankton over tid, ettersom ulike pigmenter representerer ulike grupper.

Innhold av ulike grunnstoffer i sediment kan gi indikasjoner på endringer i innsjøen over tid. Mengde fosfor og nitrogen gjennom sedimentsøylen kan for eksempel gi indikasjoner på eventuelle endringer i tilførsel fra nedbørsfeltet. Forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P) kan vise hvordan innholdet av disse næringsstoffene har endret seg i forhold til hverandre. Et lavt forholdstall indikerer endring mot mindre nitrogen i forhold til fosfor og omvendt for et høyt forholdstall. Ved anoksiske forhold i vannfasen vil en, grunnet dannelse av jernsulfid, forvente endringer i jern- og svovelinnhold i sediment. På denne måten kan både jern og svovel gi indikasjoner på endringer i oksygeninnhold. Svovel kan også gi indikasjoner på forsuring, og jern kan gi indikasjoner på endring i grunnvannstilførsel. Innhold av total karbon kan vise eventuelle endringer i organisk materiale, da det antas at 58% av organisk materiale er karbon (Broadbent 1953).

For å kunne sette analysene inn i et historisk perspektiv dateres sedimentsøylen. Dette kan blant annet gjøres ved å måle innhold av Cs-137, hvor topper i målingene kan indikere kjente historiske hendelser som prøvesprengninger av atomvåpen på 60-tallet og Tsjernobylulykken i 1986 (Van Metre et al. 2004). Andre substanser med kjent historisk utvikling kan gi ytterligere referansepunkt, for eksempel svovel fra sur nedbør og bly fra blyholdig bensin.

1.4 OPPGAVENS INNHOLD OG FORMÅL

Gjennom paleolimnologiske metoder vurderes årsakssammenhenger til variasjon i vannkvalitet i en eutrof innsjø med cyanobakterieoppblomstringer. Det fokuseres på de biologiske faktorene og den økologiske tilstanden, mens kjemisk tilstand vurderes ikke. Undersøkelsen er utført i en norsk eutrof innsjø, Tunevannet, i Sarpsborg kommune i Østfold.

Formålet med prosjektet er å rekonstruere Tunevannets utvikling fra omtrent 1850 og frem til i dag. Analyseresultater vurderes opp mot innhentet informasjon om mulige drivkrefter til variasjon i vannkvalitet, herunder om variasjoner skyldes menneskelig påvirkning i regional/global skala (klimaendringer), i lokal skala (inngrep i nedbørsfelt, for eksempel gjennom urbanisering, landbruk og industri) eller naturlige årsaker. Det vurderes også om oppblomstring av cyanobakterier i Tunevannet skyldes menneskelig påvirkninger eller om det er en naturlig utvikling. I tråd med vurdering av vannkvalitet gjennom vanddirektivet, vurderes avvik fra innsjøens tilstand fra omtrent 150 år siden ("referansetilstand") og til i dag. Omfang og betydning av ulike påvirkningsfaktorer vurderes, og det diskuteres avslutningsvis hva dette vil bety for forvaltningen i fremtiden.

Problemstillingen oppgaven har som hensikt å besvare er: Hva er drivkreftene til variasjoner i vannkvalitet over tid i Tunevannet, og er de av menneskelig eller naturlig karakter? Oppgaven tester to motstridende hypoteser, fremstilt i tabell 1.

Tabell 1: Hypoteser med tilhørende prediksjoner for årsaker til variasjoner i vannkvalitet i Tunevannet.

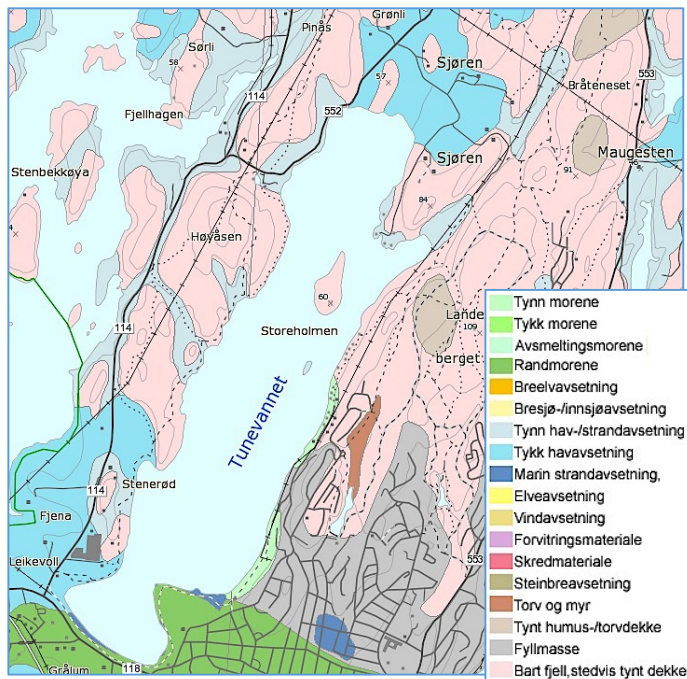
<i>Hypoteser</i>	<i>Prediksjoner</i>
H0: Endringer i vannkvalitet er styrt av naturlige drivkrefter/prosesser.	H0a: Det har kun vært små variasjoner i vannkvalitet over tid, og ingen eller få avvik fra referansetilstand. H0b: Innsjøen har opprinnelig hatt stor primærproduksjon (i referansetilstand).
H1: Endringer i vannkvalitet er styrt av antropogene påvirkninger.	H1a: Det har vært betydelige variasjoner i vannkvalitet over tid og/eller tydelige avvik fra referansetilstand.

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

Tunevannet ligger i Sarpsborg kommune i Østfold fylke. Innsjøen går innunder vannregion Glomma og vannområde Glomma sør for Øyeren (Vann-nett u.å.). Innsjøen ligger sentralt med kort avstand til Sarpsborg sentrum i sørøst og til E6 i sør/sør-vest. I nordenden av vannet ligger flere innløpsbekker, hvorav Skjørenbekken er den største. Her ligger også utløpsbekken, Stenbekken, i nord-vest. Tunevannet er definert med en vanntype som er moderat kalkrik og klar, og har etter vanndirektivets klassifisering moderat økologisk tilstand (Vann-nett u.å.). Innsjøen er eutrof og det biologiske samfunnet domineres av cyanobakterier med årlige oppblomstringer (Bechmann et al. 2016; Schartau et al. 2013). Tilstanden med hensyn til oppblomstringer av cyanobakterier ($Cyano_{max}$) er etter vanndirektivet klassifisert som dårlig (Vann-nett u.å.).

Tunevannet ligger i et relativt flatt landskap, med leiresletter og lave åser (Klemsdal 2002), og er dermed svært eksponert for vind. Innsjøen ligger ca. 40 meter over havet, har en lang teoretisk oppholdstid på over 6 år og et lite nedbørsfelt. Innsjøen er også relativt grunn, med maksimum dyp på 12 meter. Se tabell 2 for geografiske og morfometriske data for Tunevann med nedbørsfelt.

Berggrunnen ved Tunevannet består hovedsakelig av granitt og gneis (Hauger et al. 1994), og nedbørsfeltet er avgrenset i sør av en rarygg (Klemsdal 2002). Morenemateriale er usortert og kan bestå av alt fra leire til blokk (NGU u.å.). Morenen strekker seg noe oppover langs Tunevannet i sørøst, til litt ovenfor Landeparken (figur 2). Hele området ligger under marin grense, og består derfor av en stor andel marine avsetninger (35%) (Bechmann et al. 2016; NGU u.å.). Utover dette er det også en stor andel bart fjell og områder med tynt jorddekke (figur 2). Erosjonsrisiko (kartlagt i områdene med marine avsetninger) er hovedsakelig beregnet til å være middels, med noen få områder med stor risiko (NIBIO u.å.a).

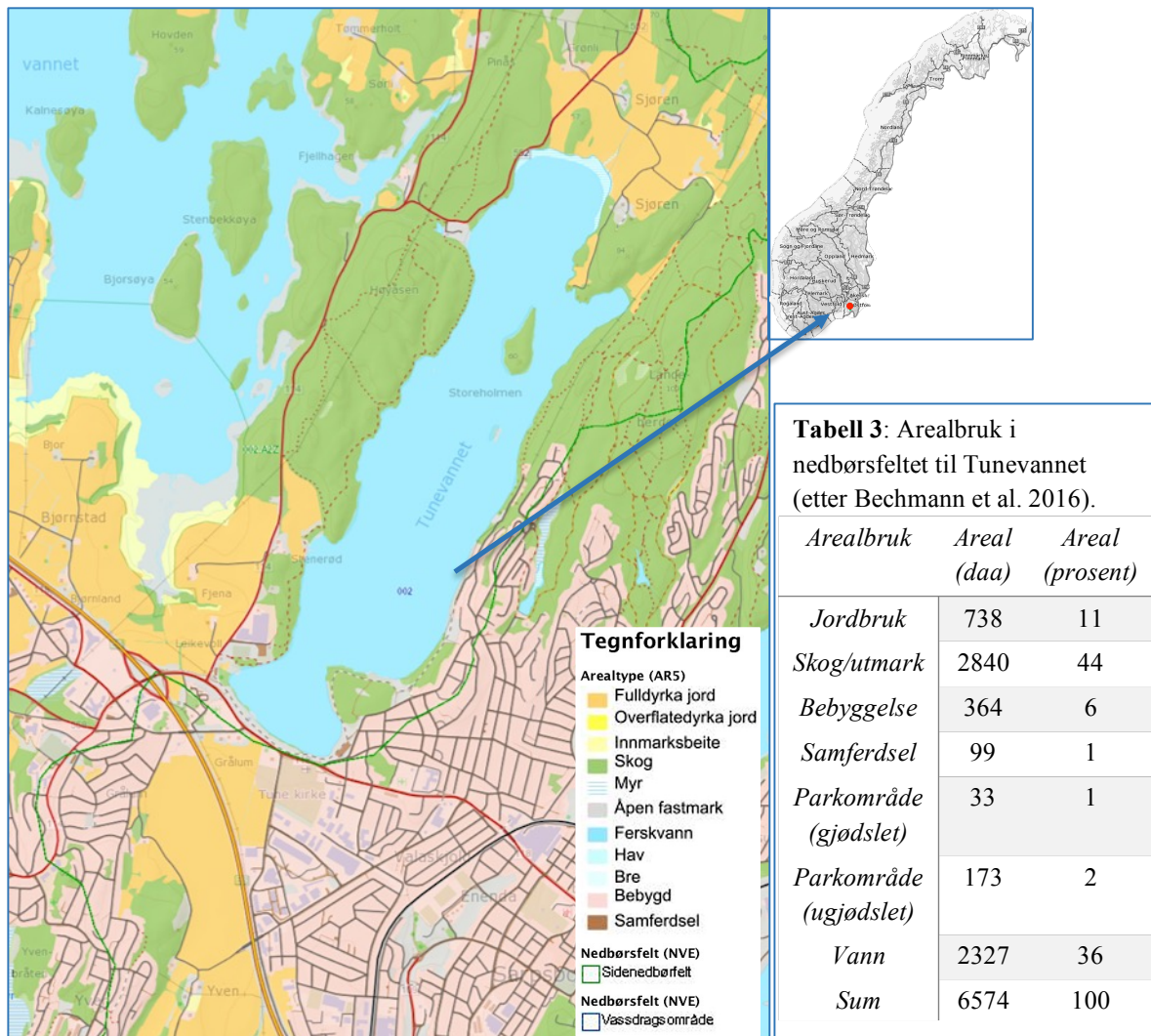


Tabell 2: Geografiske og morfometriske data for Tunevannet med nedbørsfelt (etter Bechmann et al. 2016; Bjørndalen et al. 1985).

UTM-koordinater	59°18 44'N 11°05 55'Ø
Moh.	40 m
Vannareal	2,3–2,41 km ²
Nedbørsfelt	6,6 km ²
Vannvolum	11,3–12,8 mill. m ³
Gj.snitt dyp	5,4 m
Maks dyp	12 m
Teoretisk oppholdstid	6,4 år
Tilslig	2 mill. m ³ /år

Figur 2: Løsmassekart (1:50 000) over Tunevann med nedbørsfelt, med raryggen (randmorene) langs sørenden (mørk grønn) og tynn morene i sørøst (svak grønn), fyllmasse ved boligområdet i sørøst og ved Husqvarna i sørvest (grått), tykk havavsetning i nord og i sørvest (blå), tynn hav-/strandavsetning spredt langs sørvest og i nord (svak blågrå), marin strandavsetning i sørenden og sørøst (mørk blå) og bart fjell med stedvis tynt dekke langs vest og østsiden av innsjøen (rosa) (NGU u.å.). Kartet er orientert mot nord.

Tunevannet er et attraktivt rekreasjonsområde, særlig med hensyn til bading med de opparbeidede sandstrendene i sør. Tunevannet brukes også aktivt til roing og padling, blant annet gjennom flere aktiviteter og arrangementer i regi av Sarpsborg roklubb i sørenden. Utover dette er det også et populært område for fiske og tur. Det er opparbeidet flere parkområder i sør som utgjør ca. tre prosent av nedbørsfeltet. Det er også i sørlige halvdel hoveddelen av bebyggelse ligger, særlig i området mot Sarpsborg sentrum i sørøst (Lande - Bakkeli). Bebyggelse og samferdsel utgjør syv prosent av arealet, mens skog og jordbruk utgjør henholdsvis 44 og 11 prosent. Hovedandelen av jordbruket ligger i nordenden. Mer enn 80 prosent av jordbruksjorda består av siltig lettleire og siltig mellomleire, med over 50 prosent silt og mellom 22 og 42 prosent leire (Bechmann et al. 2016). Selve innsjøen utgjør 36 prosent av arealet. Arealbruk og arealtyper er presentert i tabell 3 og figur 3.



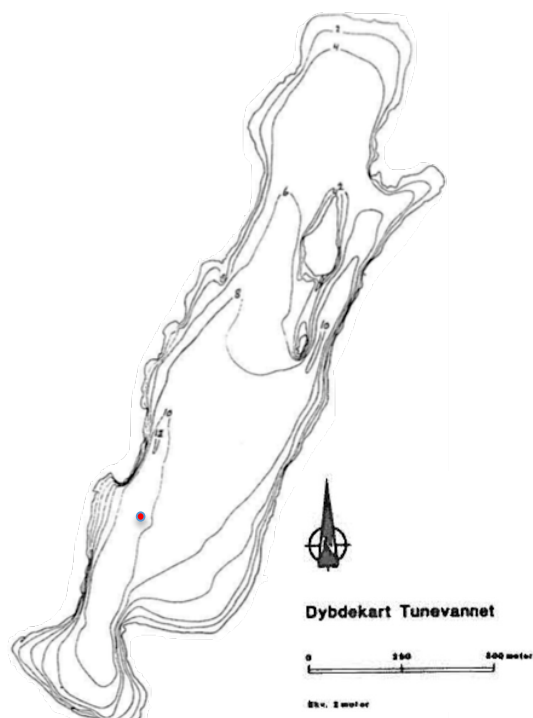
Figur 3: Tunevannets beliggenhet i Norge vises øverst til høyre (rød sirkel). Til venstre vises arealtyper i nedbørsfeltet, med bebyggelse i sørøst og sørvest (rosa), fulldyrka jord i nordenden og i sørvest (oransje) og skog langs vest og østsiden av innsjøen (grønt). Røde streker viser veinettverk, med tykkelse ut fra størrelse på veien. Veien langs sørenden (tykk rød) er RV118, en av hovedveiene til og fra Sarpsborg sentrum. Øst for Tunevannet vises avgrensning for sidenedbørsfelt (grønn strek) (NIBIO u.å.b). Kartet er orientert mot nord.

For utdypende informasjon om utvikling av nedbørsfeltet se kapittel 4.10.

3. MATERIALE OG METODE

3.1 FELTARBEID

To sedimentsøyler ble hentet opp fra båt 20. mai 2016 ved hjelp av sedimentrør (Uwitec sediment core). Rørene var én meter lange og seks cm i diameter. Værforholdene var preget av regn og vind. Prøvene ble hentet opp nær det dypeste punktet i sørlige halvdel av Tunevannet (figur 4). Dybde ble med ekkolodd målt til 10.9 meter ved prøvetakingslokalitet. Bakgrunnen for prøvetaking ved dypeste punkt er å få mest mulig uforstyrret sediment og på denne måten sikre mest mulig representative prøver, samt redusere usikkerhet i videre analyser. Sedimenthenter (gravity core) ble sluppet rolig ned med tau merket for hver meter, og ble deretter sluppet rett ned ca. 4 meter over bunn. Etter den fikk synke litt ble den dratt opp igjen til et stykke under vannoverflaten og det ble satt i en propp nederst i røret, før den ble tatt opp i båten. Sedimentsøylene ble satt i stativ for å holdes stabilt vertikalt, for å unngå blanding av sedimentet. Den lengste søylen ble målt til å være ca. 72 cm lang, og det er denne som har blitt analysert videre.



Figur 4: Dybdekart over Tunevannet, med prøvetakingslokalitet (rød sirkel) (etter Bjørndalen et al. 1985).

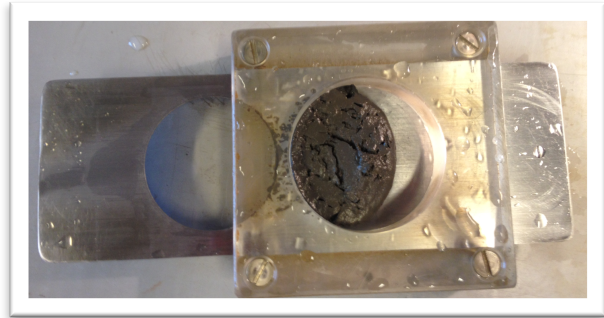
3.2 LABORATORIEARBEID OG -ANALYSER

Alle laboratorieanalyser ble utført ved laboratorier ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Forberedelsen for mange av analysene innebar å overføre prøvene ved hjelp av spatel over til annen beholder. Spatel ble tørket med rent og tørt papir mellom hver prøve for å unngå kontaminering mellom prøver.

OPPDELING AV SEDIMENTSØYLEN

Etter prøvetaking ble sedimentsøylene transportert til NMBU. Før videre preparering ble søylen i sin helhet observert for å undersøke eventuelle fargeendringer og lameller, som blant

annet kan gi indikasjoner på endringer i oksygeninnhold. Søylene ble plassert i et stativ hvor overflødig vann i toppen av søylen ble presset ut. Deretter ble én cm presset opp av gangen, skjært ut med egnet redskap (figur 5) og lagt i nummererte prøverør av plast (0–71) ved hjelp av plastikkskje som ble byttet for hver



Figur 5: Skjæreredskap til å dele sedimentsøylen.

prøve. Skjæreredskap ble skylt i destillert vann mellom hver prøve for å unngå kontaminering mellom prøver. Denne prosedyren ble gjort for hele søylen, slik at det til slutt ble 72 prøver (tilsvarende 72 cm). Prøverør ble veid med og uten sediment. Differansen mellom prøverør med og uten sediment ble utregnet for å finne våtvekt. Oppdeling av sedimentsøylen ble utført samme dag som prøvetaking (20. mai 2016).

FRYSETØR KING OG TØRRVEKT

Etter oppdeling ble prøvene oppbevart i fryser ved -18 grader. De frosne prøvene ble deretter frysetørket med et vakuumpå 0,8 bar som øker damptrykket og dermed akselerer tørkeprosessen. Prøvene ble plassert på et brett med fryseelementer og lokkene på prøverørene ble løsnet, slik at det ble en liten åpning for å slippe dampen ut. Vanndampen som kommer ut fra prøvene fryser på elementene, og frysetørkeren avrimes derfor ved behov. Frysetørkingen er en skånsom metode og de lave temperaturene er med på å forhindre nedbrytningsprosesser. Ferdige frysetørkede prøver var porøse og lettknuselig.

Etter frysetørking ble prøvene oppbevart i fryser ved -18 grader. Da prøvene ble tatt ut for ny veiing oppsto det dermed kondens på prøverørene. Dette ble tørket bort rett før veiing for hver prøve for å unngå at kondens ble medregnet i vekt. Differansen mellom vekt før og etter tørking (med vekten av selve prøverørene trukket fra) ble utregnet for å finne tørrvekt.

DATERING: CS-137

For å gjøre klar prøvene for datering ble de ført over i egne prøverør (scintillasjonsrør). Prøverør ble satt på vekt, vekten ble nullt ut før sediment ble lagt i og veid. Dateringen ble utført på isotoplaboratoriet, av ansatte på MINA ved NMBU, gjennom å måle mengde radioaktivt cesium (Cs-137) i hver enkelt prøve. Til dateringen ble instrumentet NaI detektor anvendt, og telletid var 2 timer for hver prøve. Metoden baseres på å finne kjente historiske hendelser med utslipp av Cs-137, i hovedsak store atmosfæriske prøvesprengninger av

atomvåpen i 1963/1964 og Tsjernobylulykken i 1986 (Van Metre et al. 2004).

Sedimentasjonshastighet (sedimentasjon/år) beregnes ut ifra prøvene som antas å representere gitte historiske hendelser, ved at dybden (cm) på prøven deles på antall år siden hendelsen.

Omtrentlig tidsperiode for hver cm og sedimentasjonshastighet blir utregnet ut i fra ”kjente” prøver, med utgangspunkt i stabil sedimentasjonshastighet gjennom hele perioden.

Utregningen ble gjort på følgende måte for hver prøve:

$$\text{År for historisk hendelse} \pm \frac{\text{Antall år siden hendelsen}}{\text{Sedimentasjonshastighet}}$$

Forutsetningen om fast sedimentasjonshastighet medfører en viss usikkerhet i dateringen, hvor usikkerheten vil være økende for de eldre sedimentene. Analyseresultatene i oppgaven vises med år, men merk at dette kun er omtrentlig tidsperiode.

GLØDETAP (ORGANISK MATERIALE)

Ca. 0.5 gram frysetørket sediment fra hver prøve ble lagt i smeltedigler. Prøvenummer og nummer på smeltedigel, samt vekt av smeltedigel med og uten sediment ble notert for hver prøve. Grunnet lite sediment i prøve 1, ble det tatt ut noe mindre fra denne (0,37 gram). Alle digelene ble satt på et stekebrett og brent i 3 timer på 550 grader. Prøvene ble veid på nytt etter brenning. Differansen mellom vekt før og etter brenning (med vekt av hver enkelt smeltedigel trukket fra) ble utregnet for å finne glødetapet. Glødetapet ble deretter utregnet til prosent på følgende måte:

$$\frac{\text{Glødetap (g)}}{\text{Prøvevekt før brenning}} \times 100 = \text{Glødetap (\%)}$$

Andel organisk karbon/tørrstoff ble også utregnet for å brukes i sammenheng med klorofyll a. Organisk karbon ble utregnet, med utgangspunkt i på følgende måte for hver prøve:

$$\frac{\text{Glødetap (g)} \times 58}{100} = \text{organisk karbon}$$

$$\frac{\text{Organisk karbon}}{\text{Prøvevekt før brenning}} = \text{organisk karbon/tørrstoff}$$

KORNFORDELINGSANALYSE

Et utvalg av prøvene ned til og med prøve 35 (35–36 cm ned i sedimentsøylen) ble sendt til kornfordelingsanalyse på laboratoriet ved MINA, NMBU. For å knuse større partikkelansamlinger og få homogene prøver ble prøvene knust gjennom å røre med skje. Mellom 0,075–0,082 gram av hver prøve ble tatt ut, tilsatt 40 ml 0,05 M Napyrofosfat og

dispergert ved bruk av ultralyd (ca. 47 J/ml). Coulter laser instrument – LS13 320 ble brukt til analysen, og bestemte kornstørrelse mellom 0,4 µm til 2000 µm for hver prøve, hvor leire ble definert som partikler under 2 µm, silt mellom 2–63 µm og sand mellom 63–2000 µm.

PIGMENTANALYSE

For å klargjøre prøvene for analysen ble ca. 0,2–0,3 gram frysetørket sediment lagt i egne prøverør. Prøverør ble lagt på vekt (uten lokk) og vekten ble nullet ut før sediment ble lagt i, og vekt ble notert. Noe mindre sediment ble ført i fra de første ti prøvene (øverste 10 cm) grunnet lite sediment. Prøvene ble deretter tilsatt 5 ml etanol, og ristet for å ekstrahere pigmentene.

Prøvene stod ett døgn i kjøleskapet for at etanolen skulle få tid til å ekstrahere alle pigmentene. Alle prøvene ble ristet før sentrifugering for å få løst ut de siste pigmentene fra partiklene. De ble sentrifugert i 15 minutter (2500 G omdreininger) for å skille partikler og væske fra hverandre. Dette var for å unngå at partiklene skulle forstyrre videre analyse av pigmentene. Videre analyser ble utført i et spektrofotometer (UH5300 Hitachi). Før bruk ble alle de optiske kuvettene (av kvartsglass) sjekket for flekker og tørket over med tørt, rent papir. Eventuelle flekker på kuvettene kan påvirke resultatet. Spektrofotometeret ble kalibrert ved å kjøre den med alle kuvettene (seks stykker) fylt med etanol for å måle hele absorpsjonsspekteret for etanol, slik at dette trekkes fra når den kjøres med de utblandete prøvene. Etanol ble deretter fjernet med en sugemekanisme tilknyttet spektrofotometeret.

Etter kalibrering ble fem av kuvettene fylt med fem av prøvene og én med etanol (3 ml). Kuvetten med etanol ble beholdt gjennom alle analysene for å kontrollere for systematiske feil. De første fem prøvene ble fortynnet med etanol grunnet mye alger, med fortynningsfaktor tre (1 ml prøve og 2 ml etanol). Resterende prøver ble ikke fortynnet (3 ml prøve). Etter hver omgang ble prøvene fjernet fra kuvettene med en sugemekanisme. For å unngå blanding av prøver er det viktig å forsikre seg om at hele den forrige prøven har blitt fjernet før nye tilsettes. Prøvene ble tilsatt med pipette, og spiss ble byttet mellom hver prøve. Spektrofotometeret målte absorpsjon mellom 400 nm og 700 nm, med én nm oppløsning. På bakgrunn av resultatene for absorpsjon i hver sedimentprøve ble 19 pigmenter identifisert gjennom en matematiske metode beskrevet i Thrane et al. (2015).

For å unngå og sette i gang nedbrytningsprosesser ble prøvene i størst mulig grad skjermet for lys. Prøvene ble oppbevart i mørkt rom og/eller pappeske under bearbeidingen. Klorofyll a

(total mengde fotoautotrofe fytoplankton) undersøkes relatert til både tørrvekt og organisk karbon fra glødetapsresultatet. Dette gjøres fordi både tørrvekt og organisk materiale (glødetap) kan påvirkes av andre faktorer enn mengde fytoplankton.

ICP-ANALYSE

Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) analyser ble anvendt for å måle mengde av total fosfor (P), svovel (S), jern (Fe) og bly (Pb) i samtlige prøver. Prøvene ble i forkant tilsatt salpetersyre (HNO₃), og blandingen ble dekomponert ved hjelp av UltraClave (mikrobølgedekomponering). Analysene ble gjennomført av ansatte på laboratorium på MINA ved NMBU og ble utført etter norsk standard. Deteksjonsgrensen, grensen for innhold av et stoff for at den skal kunne måles i analysen, og kvantifiseringsgrensen, grensen for når innhold kan måles med sikkerhet, for de ulike stoffene er angitt i vedlegg 1.

TOTAL KARBON OG TOTAL NITROGEN

Total karbon og total nitrogen har blitt målt med instrumentet Truespec CHN. ”Dry combustion”-metoden ble brukt for å måle total karbon. Finknust sediment veies og legges i tinnfolie for hver prøve. Prøvene brennes ved 1050 grader slik at karbonet omdannes til gassform (CO₂) og konsentrasjon måles ved hjelp av infrarødt lys (IR-celle). ”Dumas”-metoden ble anvendt for å måle total nitrogen. Metoden følger samme prinsipp som for total karbon, ved at prøvene forbrennes ved 1050 grader og omdannes til gassform (N₂) ved hjelp av kobber. Konsentrasjon måles ved termisk konduktivitet (TC-celle). Analysene ble gjennomført av ansatte på MINA ved NMBU og er utført etter norsk standard.

3.3 STATISTISKE ANALYSER

Principal component analysis (PCA) benyttes for å analysere korrelasjon mellom ulike variabler. PCA gjør det mulig å sammenligne variabler med ulike enheter. For Tunevannet ble korrelasjon mellom år, organisk karbon/tørrstoff, klorofyll a/organisk karbon, fosfor, svovel, svovel i nedbør, jern, bly, nedbør og årsmiddeltemperatur undersøkt. Analysen ble utført av Ståle Haaland ved MINA, NMBU.

I forkant normaliseres dataene og skaleres til verdier mellom 0–1 for å få sammenlignbare data. Dette gjøres med følgende formel (Mohamad & Usman 2013):

$$MM(X_{ij}) = \frac{X_{ij} - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}}$$

Hvor $MM(X_{ij})$ er min-max normalisert verdi, X_{ij} er den originale verdien, X_{min} er laveste verdien i datasettet og X_{max} er den høyeste verdien i datasettet (Mohamad & Usman 2013). PCA viser grad av korrelasjon mellom variabler og hvilke variabler som forklarer mest av variasjonen. Første komponent vil forklare mest av variasjonen og andre komponent vil forklare nest mest osv. (Abdi & Williams 2010).

3.4 FEILKILDER OG USIKKERHET

Til tross for flere forebyggende tiltak vil det være usikkerhet knyttet til analysene og det kan være flere feilkilder. Både ved uttak og behandling av sedimentsøylen kan det påbegynne prosesser i sedimentet som kan påvirke analyseresultatet. Blant annet kan eksponering av lys og oksygen bidra til nedbrytning. I tillegg kan det påvirke resultatene dersom sedimentsøylen ikke holdes vertikalt ved uthenting og transport, ettersom sedimentet potensielt kan blandes og dermed endres. Det er også flere potensielle feilkilder ved bearbeiding av sedimentet. Til tross for mange forhåndsregler kan det allikevel oppstå feilkilder grunnet menneskelig feil, som for eksempel kontaminering av prøver fra hender og mellom prøver, feilmålinger ved veiing (for eksempel glemme å tørke av kondens før veiing av noen prøver) eller ikke oppdage urenheter på kuvetter til pigmentanalysen. Det kan også være feil eller mangler ved instrumenter og utstyr som ikke oppdages, som kan påvirke resultatene.

3.5 INNSAMLING AV INFORMASJON OM DRIVKREFTER TIL VARIASJON I VANNKVALITET

Informasjon om ulike faktorer som kan ha bidratt til variasjoner i vannkvalitet er innhentet gjennom litteratursøk og kontakt med ulike ressurspersoner. Det har blitt samlet informasjon om historisk utvikling av Tunevannet med nedbørsfelt, samt informasjon om mulige regionale/globale drivkrefter til variasjon. Tunevannet var tidligere del av Tune kommune (vedlegg 2), frem til kommunen ble slått sammen med Sarpsborg kommune i 1992. Statistikk over jordbruk og folketellinger er derfor innhentet for gamle Tune kommune. Det tas utgangspunkt i at dette er representativt for utviklingen i nedbørsfeltet til Tunevannet.

Følgende kilder har i hovedsak blitt benyttet:

- Lokale historiebøker
- Meteorologisk institutt
- Norsk Institutt for Vannforskning
- Norsk Institutt for Bioøkonomi
- Rapporter og tiltaksanalyser av ulike forfattere
- Sarpsborg kommune
- Statens vegvesen
- Statistisk sentralbyrå

4. RESULTATER

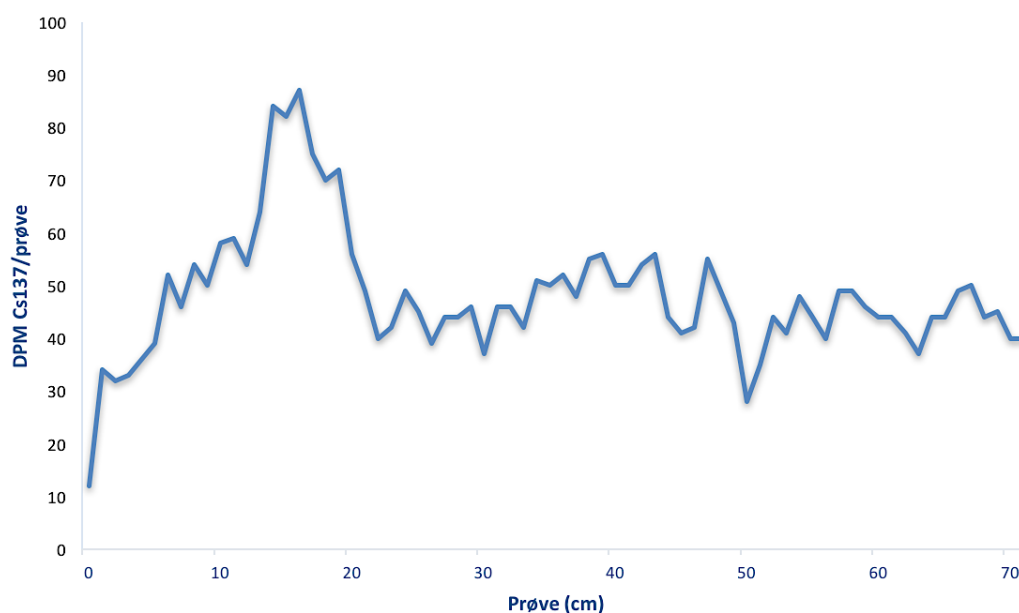
4.1 BESKRIVELSE AV SEDIMENTSØYLEN

Det var ingen tydelige fargeforskjeller eller lameller gjennom sedimentsøylen. Ved oppdeling var det i de øvre lagene mye brunt (som indikerer organisk materiale), med noen få svarte prikker som kan tyde på at det tidvis har vært oksygenfrie forhold lokalt i selve sedimentet. Resten av søylen fremsto som relativt ensartet.

4.2 DATERING

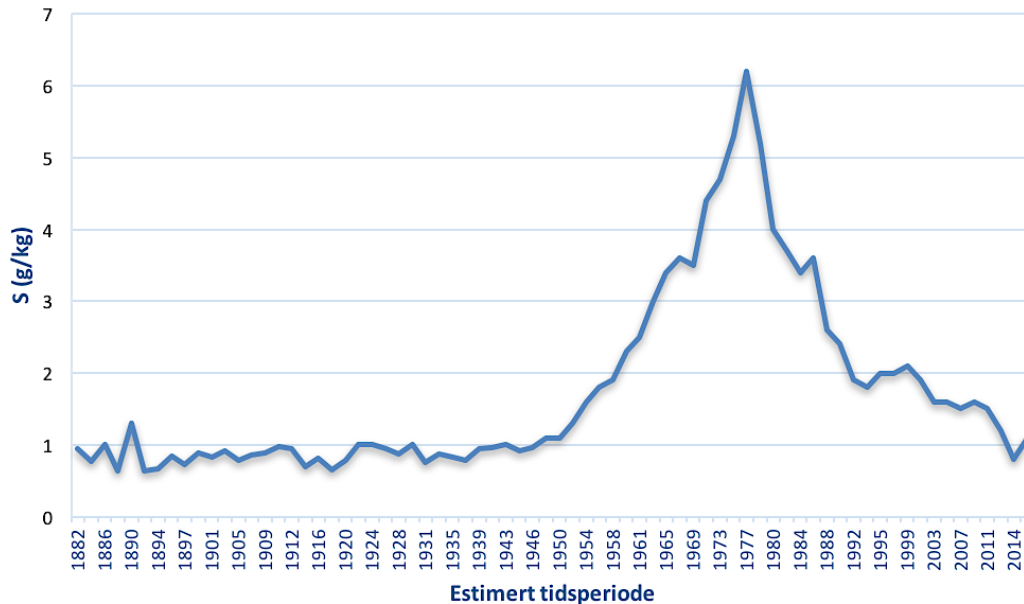
Høyeste måling av radioaktivt cesium (Cs-137) ble funnet 16–17 cm ned i sedimentsøylen (prøve 16) (figur 6). Prøve 16 antas dermed å representere året for Tsjernobylulykken i 1986. Sedimentasjonshastighet ble på grunnlag av Cs-137-toppen beregnet til å være 0,53 cm per år. På bakgrunn av dette ble sedimentsøylen datert til perioden 1882–2016, tilsvarende prøve 71–0. Tsjernobylulykken var en kortvarig hendelse og cesium-holdig nedbør falt kun over en kort periode. En skarp topp i målingene av radioaktivt cesium vil derfor være å forvente.

Resultatene for sedimentsøylen fra Tunevannet viste derimot en topp som strekker seg over flere prøver, ca. fra prøve 12 til 20 (figur 6). Dette indikerer en oppvirvling og dermed en blanding av sedimentene i Tunevannet, omtrent fire cm ned. Det medfører at det ikke er mulig å se årlige variasjoner, og det må tas hensyn til i tolkning av andre resultater. Dateringen viste ingen tydelig topp for de kraftige atmosfæriske prøvesprengningene i 1963–1964, noe som ikke er uventet ettersom denne toppen i størst grad er synlig i uforstyrrede sedimenter.



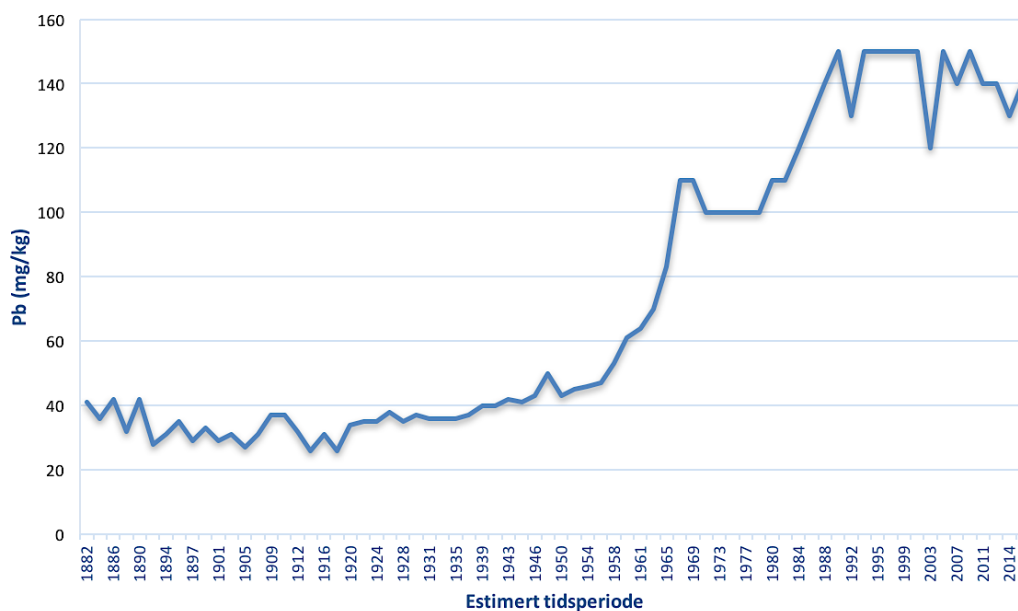
Figur 6: Innhold av radioaktivt cesium (DPM Cs-137) målt i hver prøve (tilsvarende hver cm) av sedimentsøylen fra Tunevannet (prøve 0–71).

Endringer i svovelinnhold i sediment i Tunevannet følger i stor grad utvikling av atmosfærisk svovel (sulfat SO_4) i Sverige, som antas å være representativt også for Norge, og gir dermed ytterligere referansepunkter (se Bragée et al. 2015, figur 3) (figur 7). Resultatene for Tunevannet viser en økning i svovel fra 1950, med en topp omkring 1977 før det igjen synker og når tilsvarende nivå som fra før 1950 omkring 2012 (figur 7) (vedlegg 3).



Figur 7: Innhold av svovel (gram per kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

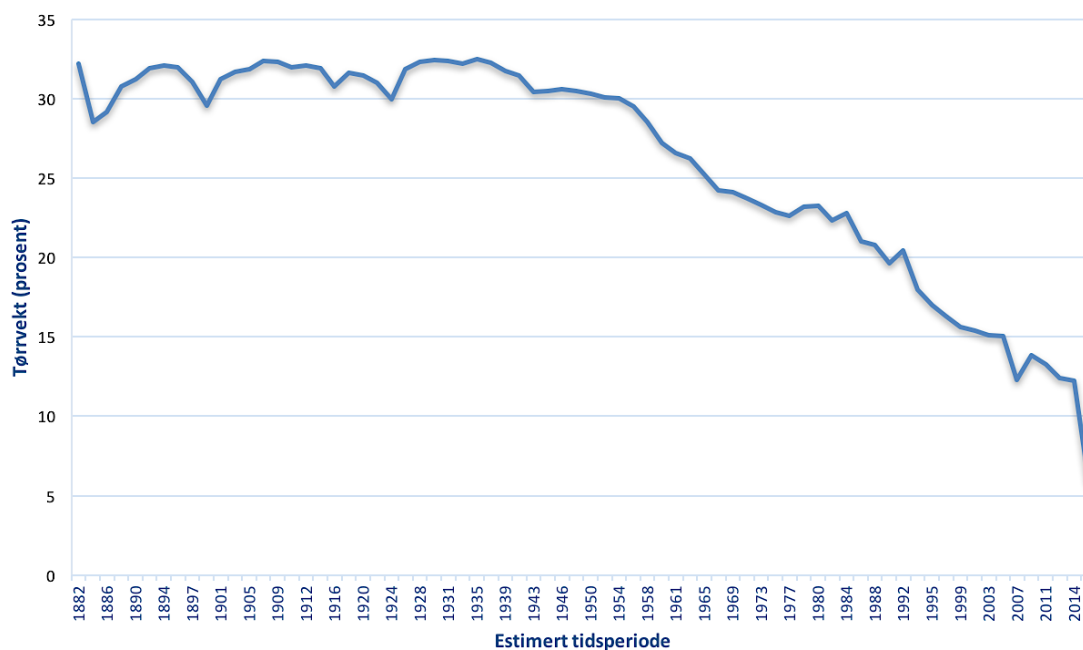
Resultatene for blyinnhold viste en økning fra 1950 (figur 8 og vedlegg 3). Dette samsvarer i tid med trafikkøkning (blyholdig bensin) og opprettelse av skytebanen ved Tunevannet på 50-tallet, hvor det ble skutt med blyhagl, og gir dermed ytterligere referansepunkt.



Figur 8: Innhold av bly (mg per kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

4.3 TØRRVEKT

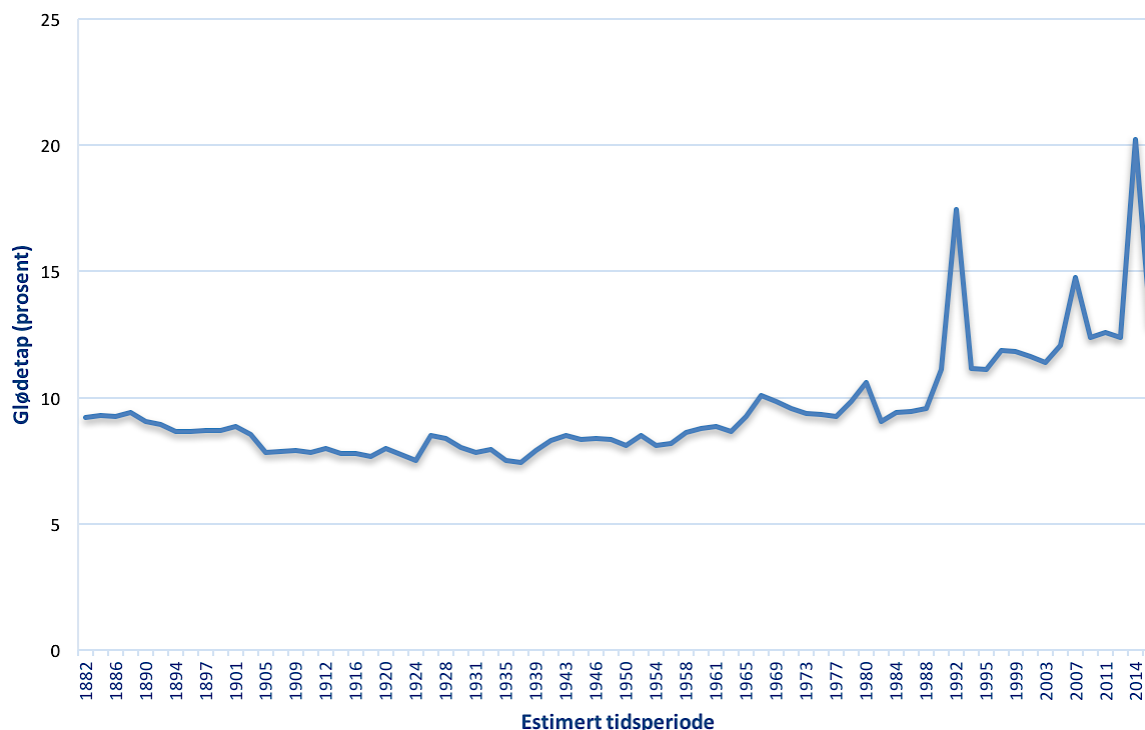
I den estimerte tidsperioden 1882–2016 har vanninnhold i sedimentet økt med tiden. Tørrvekt har variert omkring 30 prosent frem til ca. midten av 1950-tallet. Deretter har andelen vært jevnt nedadgående frem til og med 2016 med en tørrvektandel på ca. seks prosent (figur 9).



Figur 9: Prosentandel tørrvekt gjennom sedimentsøylen. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

4.4 GLØDETAP (ORGANISK MATERIALE)

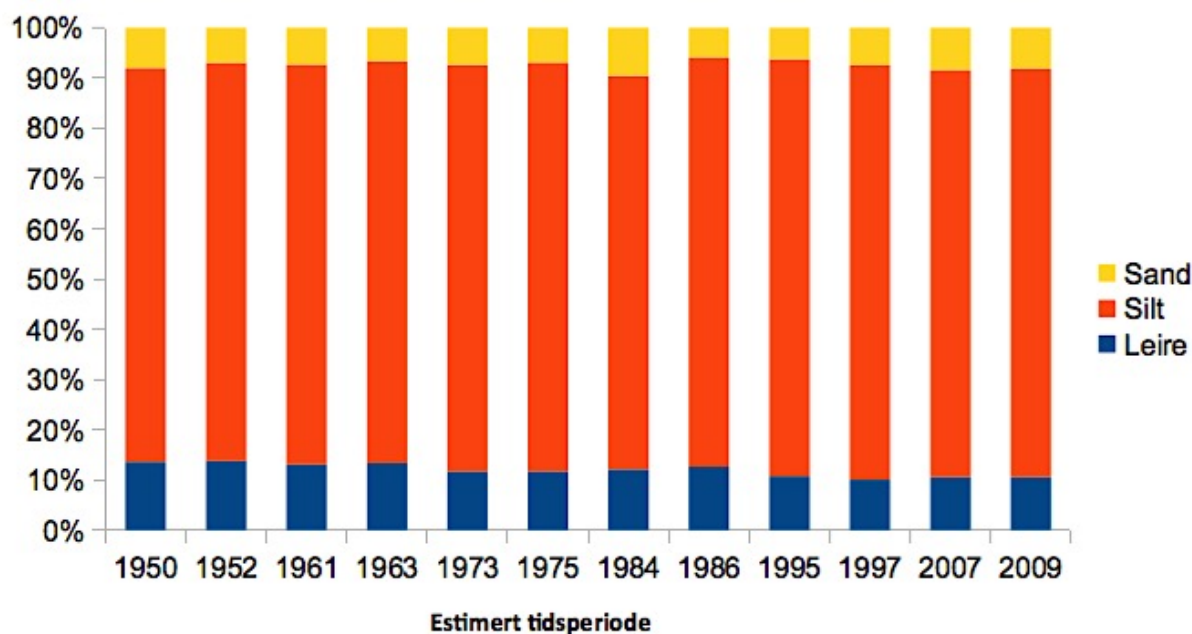
Resultatene fra glødetapanalysen viste relativt stabil mengde organisk materiale i perioden 1882–1988 med variasjoner hovedsakelig mellom 7,5–10 prosent (figur 10). Etter 1988 og frem til 2016 ser det ut til å ha vært noe økende og med større variasjoner, mellom ca. 11–20 prosent. Høyeste målte glødetap var omkring år 1990 (ca. 17,5 prosent) og 2014 (ca. 20,2 prosent), samt en noe mindre topp i 2007 (ca. 14,7 prosent).



Figur 10: Glødetap (organisk materiale) i prosent gjennom sedimentsøylen. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

4.5 KORNSTØRRELSSESFORDELING

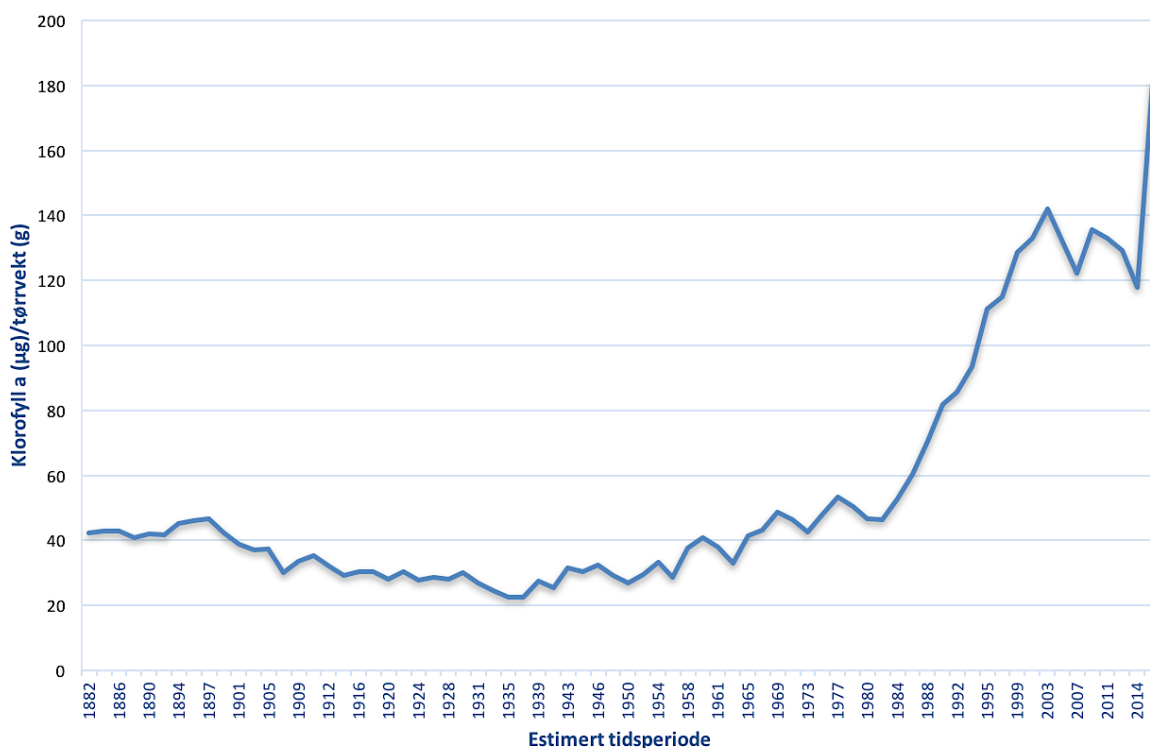
Resultatene for kornstørrelsesfordeling viste lav variasjon, og indikerer ingen eller små endringer i fordeling av sand, silt og leire i perioden 1950–2009 (figur 11). Det er størst andel silt (ca. 80 %) og lite leire. Leire har variert mellom ca. 10–14 %, med høyest prosent i starten av perioden og minst mot slutten. Andel sand har variert mellom ca. 6–10 % (figur 11).



Figur 11: Sammensetning av sedimentet vist som prosentandel leire (blå), silt (rød) og sand (gult) i et utvalg av prøvene (5–36), tilsvarende estimert tidsperiode 1950–2009.

4.6 PIGMENTANALYSE

Resultatene for total mengde klorofyll a, som tilsvarer total mengde fotoautotrofe fytoplankton, har i hovedsak variert mellom ca. 22–142 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt (vedlegg 4). Høyeste topp var i 2016, men denne prøven er ikke nødvendigvis sammenlignbar med de andre prøvene med hensyn til klorofyll a. Ved prøvetakingstidspunkt (20. mai) vil ikke klorofyll a øverst i sedimentet nødvendigvis ha blitt helt nedbrutt enda, noe som kan gi særlig høy verdi (Leavitt 1993). Utover dette ser det hovedsakelig ut til å være to perioder som skiller seg fra hverandre. I perioden 1882–1980 var det noe variasjon, med en nedgang i klorofyll a på starten av 1900-tallet som igjen økte omkring midten av 1900-tallet og frem mot 1980 (figur 12). Fra omkring 1980-tallet øker mengden og går jevnt og bratt oppover, med over en tredobling i klorofyll a fra 1980 frem til høyeste nivå i 2003 (dersom 2016 ekskluderes). Fra 2003–2016 viste resultatene noe mer variasjon, men med fortsatt høye nivåer sammenlignet med store deler av 1900-tallet (figur 12).

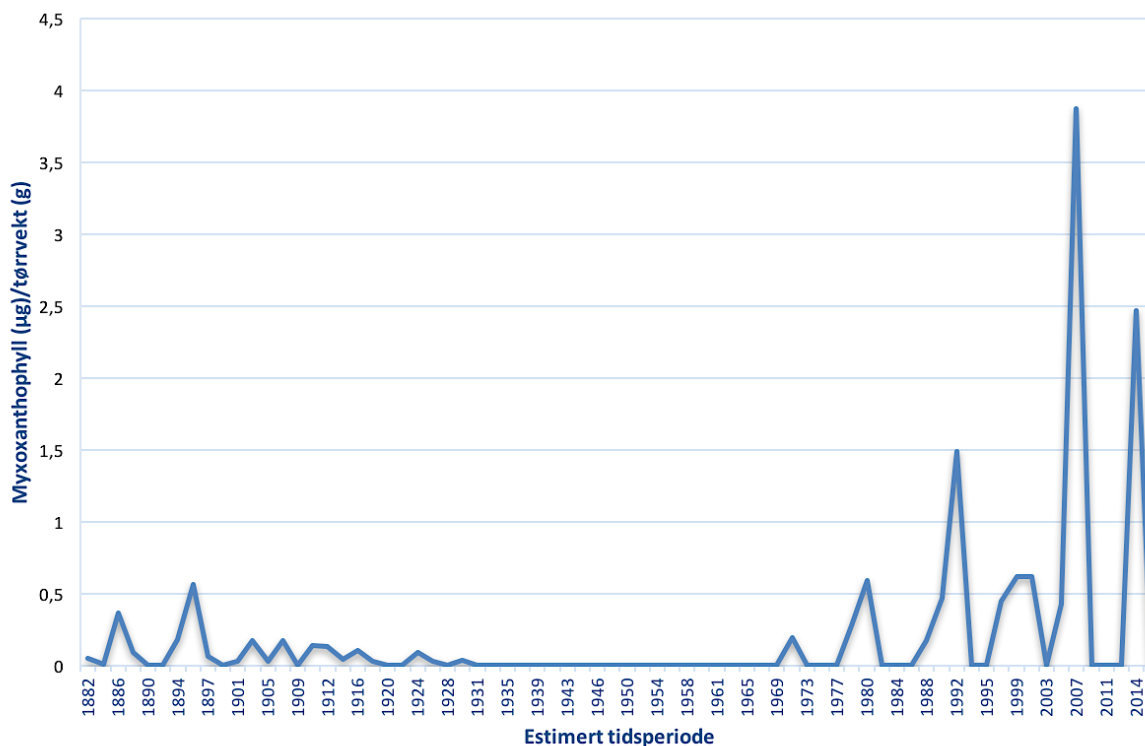


Figur 12: Mengde total klorofyll a ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) gjennom sedimentsøylen. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

Klorofyll a (μg)/organisk karbon (g) viser i stor grad tilsvarende resultat, men med slakere økning i klorofyll a. Resultatet viser også et toppunkt i 2003 med variasjoner i påfølgende år, men med større antydning til nedgang i klorofyll a (foruten 2016 hvor det samme som beskrevet for klorofyll a/tørrvekt gjør seg gjeldende) (vedlegg 5).

CYANOBAKTERIER

Pigmentet myxoxanthophyll, som finnes utelukkende i flere kolonidannende cyanobakterier, forekom ikke eller i små mengder frem til ca. 1980-tallet (vedlegg 4). Etter dette viser det noe tilsvarende resultat som for total klorofyll a, med økende mengder fra omkring 1980, men med flere større variasjoner mellom perioder. Høyest målte nivå var i 2007 (figur 13).



Figur 13: Mengde myxoxanthophyll ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) gjennom sedimentsøylen. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

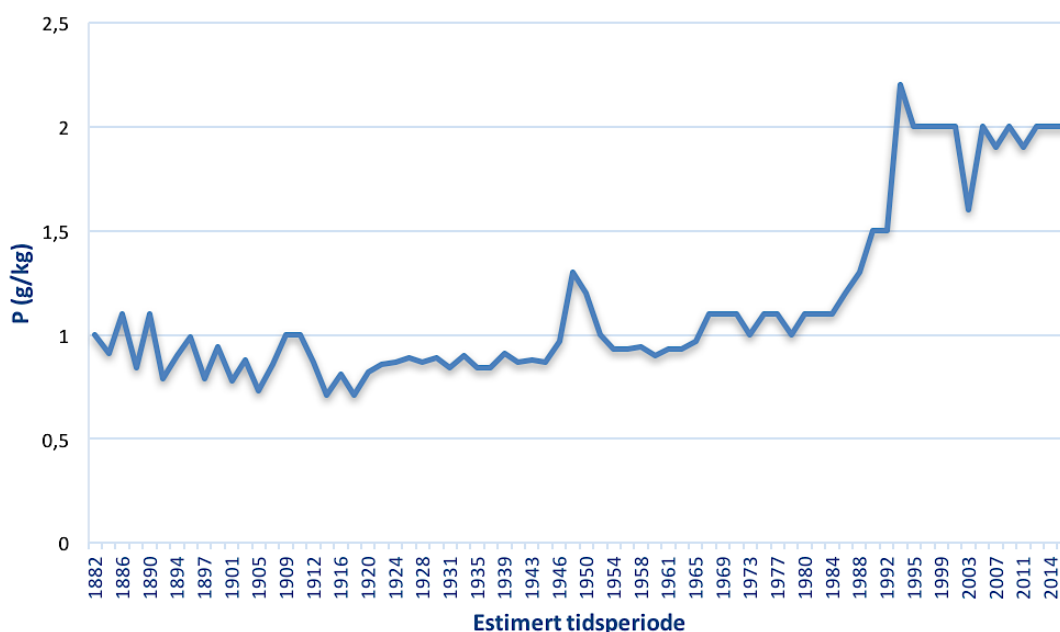
Andre pigmenter i analysen som utelukkende forekommer i cyanobakterier er canthaxanthin (kolonidannende) og echinenone. Echinenone ble kun funnet i de to øverste cm i sedimentet (2014–2016) (vedlegg 4). Canthaxanthin ble ikke funnet.

4.7 KJEMISKE ANALYSER

For resultatene for svovel og bly, se figur 7 og 8 i kapittel 4.2. Se for øvrig vedlegg 3 for detaljerte analyseresultater.

FOSFOR

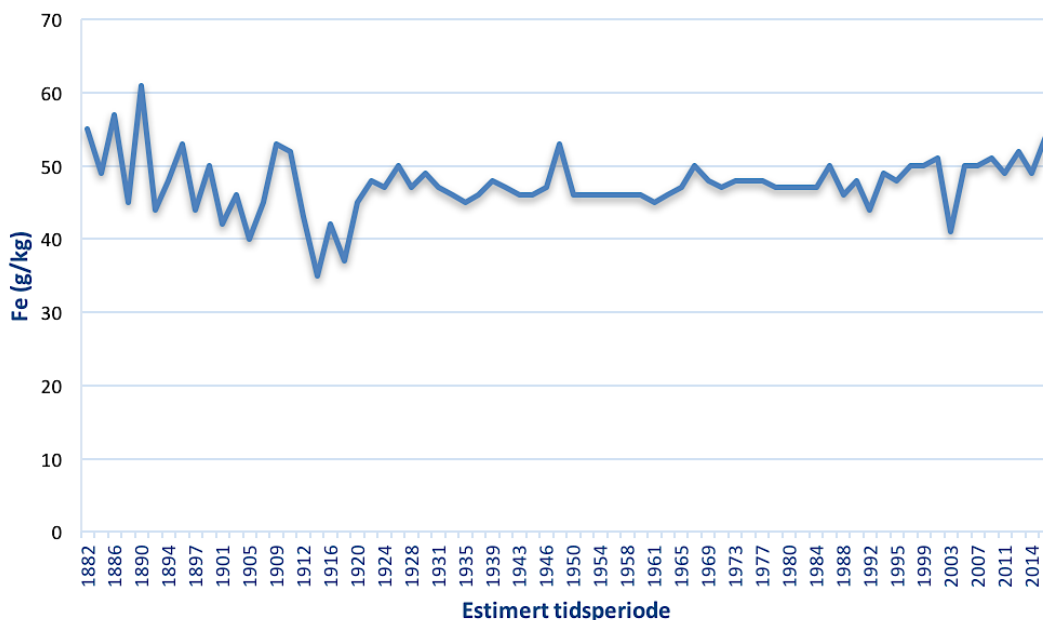
I perioden 1882 til omkring 1980 har fosformengden i Tunevannet hovedsakelig ligget på et nivå omkring ett g/kg tørrstoff. Det ser allikevel ut til å ha variert noe, med lavest nivåer på slutten av 1800-tallet og starten av 1900-tallet, deretter en slak økning frem mot 1980 (figur 14). Omkring midten av 1980-tallet ser fosformengden ut til å ha økt jevnt de neste 10 årene, med en tilsynelatende dobling i nivå (fra ca. ett g/kg til to g/kg). Det ser deretter ut til å ha stabilisert seg omkring to g/kg tørrstoff, med unntak av noe nedgang omkring 2006 (figur 14).



Figur 14: Fosformengde (g/kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen fra Tunevannet. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

JERN

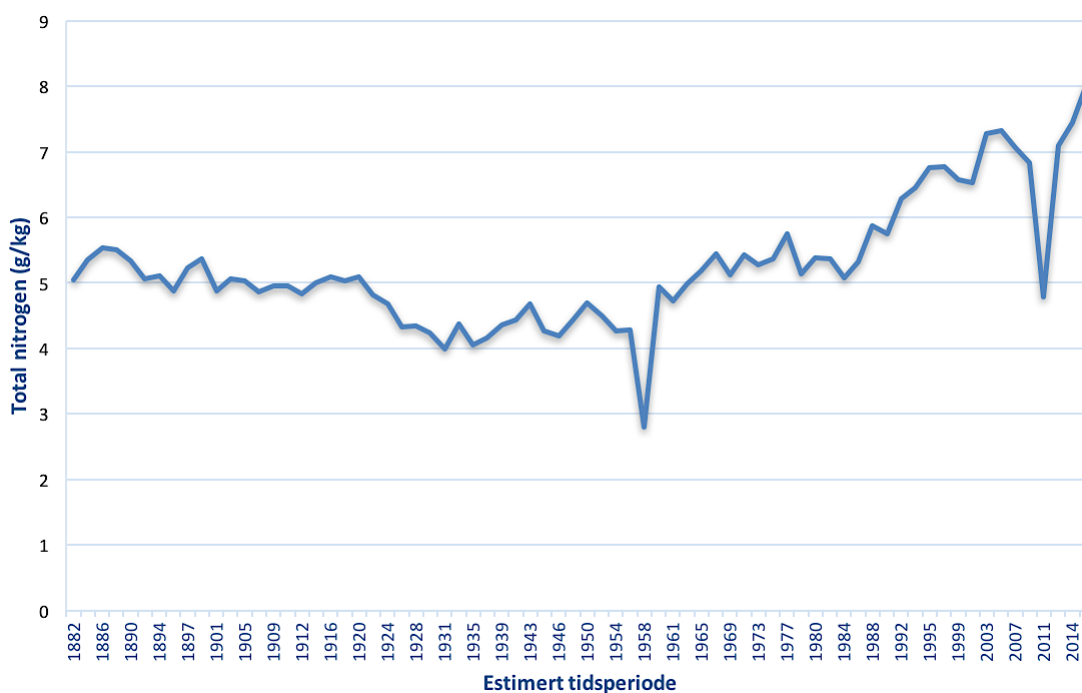
Resultatene for jerninnhold i sedimentet viser relativt få endringer, med et nivå hovedsakelig rundt 50 g/kg tørrstoff (figur 15). Det er allikevel noe variasjon, særlig i de eldste sedimentene, med høyest innhold omkring 1890 og lavest innhold omkring 1914–1918 (figur 15).



Figur 15: Jernmengde (g/kg tørrstoff) gjennom sedimentsøylen fra Tunevannet. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

4.8 TOTAL NITROGEN OG NITROGEN/FOSFOR FORHOLD

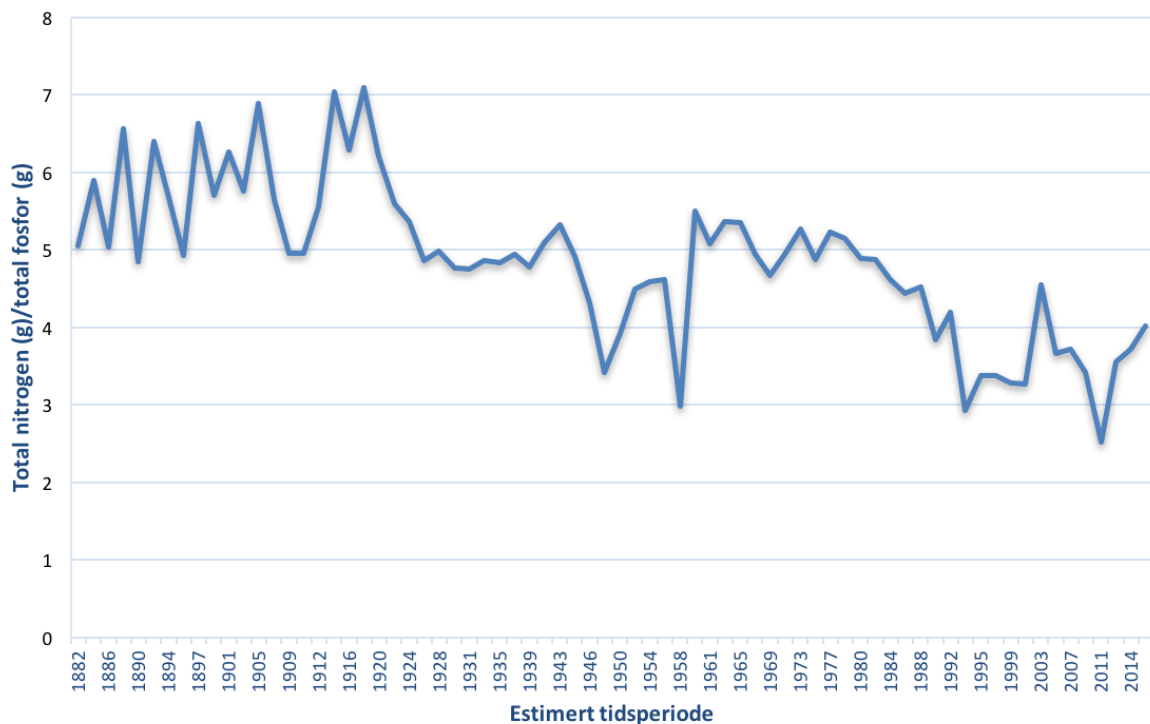
Total nitrogen lå på et nivå omkring fem g/kg tørrstoff de 40 første årene av den estimerte tidsperioden (1882–1922), før det ser ut til å ha sunket noe igjen frem til 1960-tallet (figur 16) (vedlegg 3). Deretter ser det ut til å ha vært en svak økning frem til siste halvdel av 80-tallet, hvor det så øker med raskere hastighet opp til et nivå på åtte g/kg tørrstoff i 2016 (foruten 2011 som viste et tilsvarende nivå som starten av 1900-tallet) (figur 16).



Figur 16: Total nitrogen (g/kg tørrstoff), gjennom sedimentsøylen fra Tunevannet. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

Frem mot 1960 følger forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P) noe tilsvarende utvikling som for total nitrogen, med en nedgang omkring 1920–1960 (figur 17). Det synkende forholdstallet indikerer en endring mot mindre nitrogen i forhold til fosfor, mens et økende forholdstall vil indikere det motsatte.

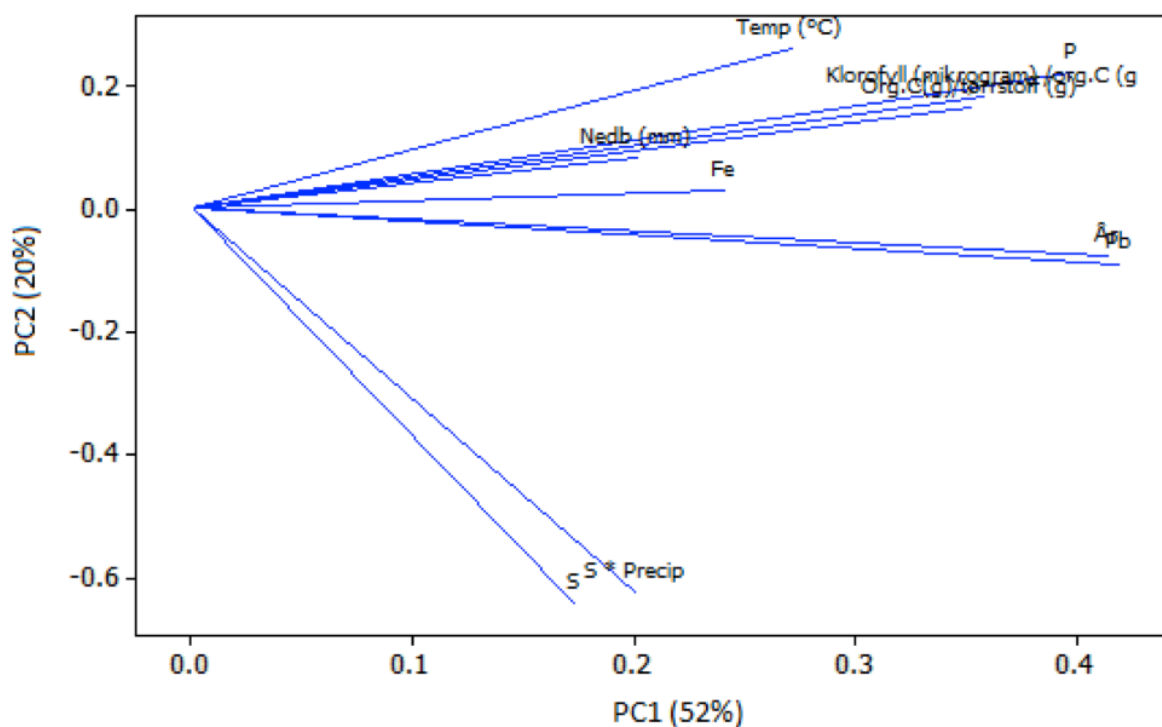
Fra omkring 1980-tallet økte både fosfor og nitrogen (figur 14 og 16). Etter relativt få variasjoner i forholdet mellom næringsstoffene omkring 1960–1980, synker forholdstallet på ny utover 80-tallet. Dette indikerer en større økning i fosfor i forhold til økningen i nitrogen (figur 17).



Figur 17: Forholdet mellom nitrogen (g) og fosfor (g) gjennom sedimentsøylen fra Tunevannet. Forholdstall er utregnet i forhold til vekt, hvor total nitrogen (g/kg tørrstoff) er delt på total fosfor (g/kg tørrstoff). Synkende forholdstall indikerer større mengde fosfor i forhold til nitrogen, mens et økende forholdstall indikerer det motsatte. Sedimentprøver (0-71) oppgitt som estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

4.9 STATISTISKE ANALYSER

Principal component analysis (PCA) for Tunevannet viste at PC1 og PC2 forklarer en stor andel av variasjonen i datasettet, hvor PC1 forklarer 52% og PC2 forklarer 20% (vedlegg 6). Resultatet viste positiv korrelasjon for alle variabler i PC1 (figur 18). Klorofyll a ($\mu\text{g}/\text{org. C}$ (g)), fosfor (P) og organisk karbon (org. C/tørrstoff) viste høy positiv korrelasjon sammen med nedbør og til dels temperatur og jern (Fe). Samtidig strekker ikke klimavariablene helt bort på PC1 akse og antyder derfor at det kun forklarer deler av variasjonen i klorofyll a, fosfor og organisk karbon. I tillegg har variablene år og jern (Fe) høy positiv korrelasjon, og svovel målt i sediment (S) og i nedbør (S*precip) har høy korrelasjon (svakt positiv i PC1 og negativ i PC2) (figur 18).



Figur 18: Principal component analysis av variablene temperatur ($^{\circ}\text{C}$), nedbør (mm), klorofyll a ($\mu\text{g}/\text{organisk karbon (g)}$), organisk karbon (g)/tørrstoff (g), fosfor (P), jern (Fe), bly (Pb), svovel (S) og år for Tunevannet. I tillegg er også svovel i nedbør tatt med (S*Precip). Aksene viser type korrelasjon (positiv eller negativ) og grad av korrelasjon, hvor PC1 forklarer mest av variasjonen (52%).

4.10 LOKALE DRIVKREFTER - HISTORISK UTVIKLING AV TUNEVANNET MED NEDBØRSFELT

I dette kapitlet gjennomgås resultater av innhenting av informasjon om historisk utvikling av Tunevann med nedbørsfelt, med hovedvekt på perioden 1980–2016 hvor sedimentanalysene viste størst endring.

OVERVÅKNING AV VANNKVALITET

Den første grundige undersøkelsen av Tunevannet, hvor biologiske faktorer ble tatt i betraktning, ble utført i 1984. Innsjøen ble karakterisert som mesotrof (middels næringsrik), men på grensen til eutrof (næringsrik) (Bjørndalen et al. 1985). Tidlig sommer var det mange ulike algegrupper tilstede, mens innsjøen på ettersommeren i større grad ble dominert av cyanobakterier og dinoflagellater. Det ble registrert kraftig oppblomstring av dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*, i mengder som vanligvis bare forekommer i særlig eutrofe innsjøer (Bjørndalen et al. 1985). Det var allerede på denne tiden utfordringer med tanke på badekvalitet, med en udefinert gele-/slimaktig hinne på vannet (Bjørndalen et al. 1985).

Undersøkelsene fra 1984 viste lave konsentrasjoner av nitrogen (tabell 4) og svært lave konsentrasjoner av nitrat, den mest plantetilgjengelige formen (Bjørndalen et al. 1985). For fosfor ble det derimot målt høyt innhold (tabell 4), men samtidig lave verdier for løst reaktivt fosfat. Basert på dette ble både nitrogen og fosfor vurdert til å kunne være vekstbegrensende for alger (Bjørndalen et al. 1985). Til tross for noe varierende oksygeninnhold og -metning i undersøkelsesperioden, var det oksygen tilstede ved alle prøvetakingstidspunkt og undersøkte dybder (Bjørndalen et al. 1985).

I nye undersøkelser i 1991–1992 ble Tunevannet nå karakterisert som en typisk eutrof innsjø, med høyt innhold av nitrogen, fosfor og klorofyll a (tabell 4) og en økende dominans av store mengder cyanobakterier (Schartau et al. 1993). For nitrat og reaktivt løst fosfor viste undersøkelsene fra 1991–1992 lave nivåer, slik som undersøkelsene i 1984. Men til forskjell fra 1984 ble innsjøen nå vurdert til å være markert til sterkt nitrogenforurenset (Schartau et al. 1993). Schartau et al. (1993) vurderte lavt forholdstall mellom nitrogen og fosfor (N:P) (tabell 4), samt store mengder cyanobakterier, til å kunne tyde på nitrogenbegrensning i Tunevannet. Til tross for noe varierende oksygeninnhold og -metning i undersøkelsesperioden, var det oksygen tilstede ved alle prøvetakingstidspunkt (Schartau et al. 1993).

Undersøkelser av fiskesamfunnet viste også typiske eutrofe trekk, med dominans av karpefisk som mort (*Rutilus rutilus*), laue (*Alburnus alburnus*) og brasme (*Abramis brama*) (Schartau et al. 1993). Ettersom mye karpefisk indirekte kan bidra til mer fytoplankton, ved å beite ned dyreplankton og dermed redusere beitepress på fytoplankton, samt frigjøre sedimentbundete næringsstoffer gjennom beiting ved bunn, har dette vært et fokus i flere tiltaksplaner for Tunevannet (Annadotter & Aagren 2002; Annadotter & Forssblad 2010; Naturplan 2001; Sarpsborg kommune 1997; Sarpsborg kommune 2002).

Basert på undersøkelser fra 1984 (Bjørndalen et al. 1985) og 1991–1991 (Schartau et al. 1993), samt overvåkningsdata i perioden 1984–2015 (Bechmann et al. 2016), har total nitrogen, total fosfor og klorofyll a vist relativt store variasjoner både innen ett år og mellom flere år, men med en økende tendens i perioden 1984–2015 (tabell 4). Per 2015 var ingen av disse parameterne innenfor vannforskriftens miljømål (vedlegg 7). Oksygenmålinger fra 2010, 2012, 2015 og 2016 viste tilsvarende resultater som for undersøkelsene i 1984 og 1991–1992, med varierende oksygeninnhold i bunnvann, men det ble ikke påvist oksygenfrie forhold (Bechmann et al. 2016, figur 8).

Tabell 4: Total nitrogen, total fosfor og klorofyll a i Tunevannet i 1984 (prøvetakingsperiode 29/5–11/9), 1991–1992 (prøvetakingsperiode april–november) og 1984–2015.

År	Total nitrogen (µg/l)	Total fosfor (µg/l)	Klorofyll a (µg/l)	N:P- forhold	Kilde
1984	310–560	15,6–35,4	7,4 (Gj.snitt)	Mangler	Bjørndalen et al. (1985)
1991- 1992	390–655	21,1–39,7	1991: 7,3 1992: 12,9 (Gj.snitt)	Ca. 7–24	Schartau et al. (1993)
1984- 2015	400–800	25–40	Ca. 7–30	Mangler	Bechmann et al. (2016) Vedlegg 7

I tillegg til undersøkelser og overvåkningsdata har det blitt gjort teoretiske beregninger for ekstern fosfortilførsel til Tunevannet. I 2001 og 2015/2016 ble det estimert en total tilførsel av henholdsvis ca. 183 kg/år og 178 kg/år (Bechmann et al. 2016; Kraft et al. 2001). Det ble estimert redusert tilførsel fra jordbruk, men derimot større utslipp fra offentlig ledningsnett i 2015/2016 sammenlignet med 2001 (Bechmann et al. 2016; Kraft et al. 2001) (se underkapitler ”Landbruk” og ”Kommunale og spredte avløp”). Limno consult har tidligere anslått at intern omsetting av fosfor kan ha tilnærmet like stor betydning som den eksterne (Sarpsborg kommune 2002).

CYANOBAKTERIER

Undersøkelsen fra 1984 viste allerede dominans av cyanobakterier på sensommeren, men undersøkelsen fra 1991–1992 tyder på at det i løpet av denne perioden har blitt enda større mengder cyanobakterier (Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993). Flere undersøkelser på 2000-tallet påviste også stor dominans av cyanobakterier, særlig sensommer. Det har blitt funnet mange ulike slekter, slik som *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Rhabdoderma* og *Planktolyngbya*, hvorav *Anabaena* og *Microcystis* fremstår som de mest fremtredende (Annadotter & Aagren 2002; Annadotter & Forssblad 2010; Haande et al. 2012; Schartau et al. 2013). *Anabaena* og *Microcystis* kan lage en gelé-/slimaktig hinne (Annadotter & Forssblad 2010), og kan potensielt forklare hinnen observert i 1984. Begge disse slektene er kolonidannende og kan vertikalmigrere (bevege seg vertikalt i vannsøylen) og kan dermed utnytte fosfor ved bunn (Annadotter & Aagren 2002; Gjølme et al. 2010; Haande et al. 2012; Schartau et al. 2013). Begge slekter kan også potensielt produsere levertoksinet microcystin, eksempelvis *Anabaena lemmermannii*, *Microcystis Aeruginosa* og *Microcystis flosaquae*, som alle er påvist i Tunevannet (Haande et al. 2012; Monchamp et al. 2014). Til forskjell fra *Microcystis*, kan *Anabaena* fiksure nitrogen fra atmosfæren (Monchamp et al. 2014). Undersøkelser sommeren 2002 viste tilstedeværelse av den nitrogenfikserende *Anabaena* i slutten av juni, juli, august og slutten av september, og i august var sammensetningen av fytoplankton tilnærmet bare nitrogenfikserende cyanobakterier (Annadotter & Aagren 2002). Undersøkelsen påviste en heterocyste (en omdannet celle som kan fiksure nitrogen) i *Anabaena* kolonien. Nitrogenfiksering er energikrevende og settes først i gang ved særlige lave nivåer, noe som i følge Annadotter og Aagren (2002) tyder på lave nivåer av tilgjengelig nitrogen i Tunevannet. Undersøkelser fra 2011/2012 viste en dominans av *Anabaena sp.* (Haande 2012).

LANDBRUK

Jordbruket er hovedsakelig konsentrert i nordenden av Tunevannet, med fem gårdsbruk innenfor nedbørsfeltet (Grønli gård, tre gårdsbruk på Skjørenlandet og Holleby gods). I tillegg er det noe drift i sørvestre del av Tunevannet (ovenfor Husqvarna), hvor deler av Stenrød gård ligger innenfor nedbørsfeltet. Jordbrukstradisjonene ved Tunevannet strekker seg langt tilbake. Den eldste gården i området ble trolig etablert før år 0, der hvor Holleby gård ligger i dag (Grøndahl 1980). Sjøen, som senere ble delt opp i flere gårdsbruk, ble etablert i yngre jernalder. Grønli gård var frem til 1929 delt i to, med en plass under Holleby og en under Sjørenhaugen som ble etablert henholdsvis ved slutten av 1700-tallet og første halvdel av

1800-tallet (Grøndahl 1980). Stenrød ble etablert som egen gård i gammelnorsk tid (Grøndahl 1988). Tidligere var det også jordbruk på Lande sørøst i nedbørsfeltet (fra omkring år 800), der det nå er et bymessig boligstrøk. Denne bruksendringen begynte allerede på starten av 1900-tallet (Braadland & Eliassen 2009).

Landbrukstillinger for Tune kommune i 1969, 1979 og 1989 viser lite endring i jordbruksareal i drift, hvor korn har utgjort størsteparten av driften med omkring halvparten i 1969 og over 70 prosent fra 1979 (tabell 5).

Tabell 5: Landbrukstillinger for Tune kommune i 1969, 1979 og 1989 (SSB 1971; SSB 1981a; SSB 1992a).

<i>Tune kommune</i>	<i>1969</i>	<i>1979</i>	<i>1989</i>
<i>Jordbruksareal i drift (daa)</i>	23 071	20 465	21 383
<i>Korn, erter og oljevekster (%)</i>	52	71	77
<i>Grønnsaker (%)</i>	0.4	0.4	0.5

Teoretiske beregninger for avrenning av fosfor fra jordbruksområder ved Tunevannet i 2001 beregnet et fosfortap på 90 kg for datidens drift (142 kg dersom alt høstpløyes), men med merknad om at tallene potensielt kunne være for høye (Kraft et al. 2001). Tross flere tiltak både i forkant av 2001 og frem mot 2009, blant annet med redusert høstpløying og fangdam, viste undersøkelser i 2009 fremdeles svært høye fosfornivåer i Skjørenbekken og ikke ønsket fosforreduksjon i innsjøen (Borch & Hauge 2002; Hauge 2009; Kraft et al. 2001). Gjødsling med fosfor ble redusert fra 2002, for jordbruksarealer nær innsjøen med høyt fosforinnhold i jord (Sarpsborg kommune 2009, referert i Bechman et al. 2016, s.29). Det tar tid før dette eventuelt gjenspeiles i fosforinnhold i jord, og undersøkelser av plantetilgjengelig fosfor (P-AL) i jord i 2016 viste foreløpig ingen særlige endringer sammenlignet med nivåer i 2001 (Øgaard & Pedersen 2016). Undersøkelsen i 2016 viste at kun en mindre del av jordbruksarealet hadde P-AL nivåer som gir økt risiko for tap, mens en stor del av arealet hadde ønsket P-AL nivå, et nivå som både er gunstig for avlinger samtidig som det minimerer risiko for fosfortap til innsjøen (Øgaard & Pedersen 2016). Av samme undersøkelse fremkom det også at tre av fire jordprofiler hadde ”*svært lave konsentrasjoner av vannløselig fosfor i undergrunnsjorda*” (Øgaard & Pedersen 2016). Nye beregninger av fosfortilførsel fra jordbruket for perioden 2012–2016 estimerte et fosfortap på 54 kg (94 kg hvis alt ble høstpløyd og uten fangdammen) (Bechmann et al. 2016). Det var fremdeles ”en stor arealandel (...)” med høstkorndyrking høsten 2016 (Bechmann et al. 2016).

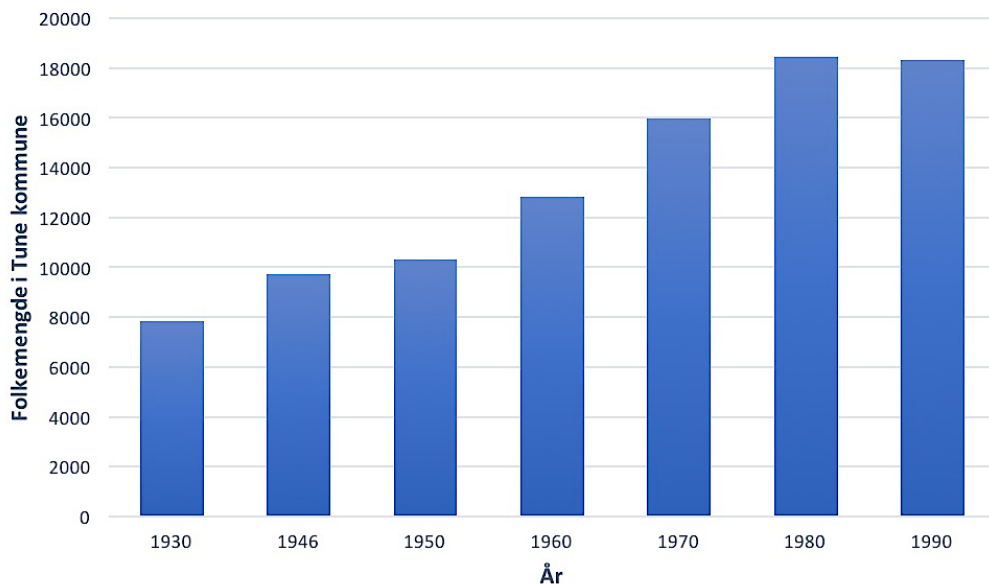
Det er funnet lite informasjon om historisk utvikling av skogbruk ved Tunevannet. Kart over hogstområder viste per 2016 at ca. 15% av skogen i nedbørsfeltet hadde blitt hogd de siste 20 år (Bechmann et al. 2016). Skog og utmark utgjør et areal på 2414 daa., med beregnet fosforavrenning på 19 kg/år. Skog, marin leire og/eller arealer med nylig hogst utgjør et areal på 426 daa., med beregnet fosforavrenning på fem kg/år (Bechmann et al. 2016).

URBANISERING

BEFOLKNINGS- OG BOLIGUTVIKLING

Området omkring Tunevannet har vært benyttet av mennesker i lang tid. Arkeologiske funn tyder på at det kan ha bodd folk i dette distriktet allerede for over 3000 år siden, som brukte naturressurser i området i form av jordbruk, fangst og fiske. De første gårdene ble trolig etablert allerede før år 0 i nordenden av Tunevannet og omkring år 800 i Lande i sørøst (Braadland & Eliassen 2009; Grøndahl 1980). Gårdsbrukene på Lande ble på starten av 1900-tallet i større og større grad splittet opp i boligtomter og det var på denne tiden grunnlaget for dagens tettbebygde, bymessige boligfelt ble lagt (Braadland & Eliassen 2009).

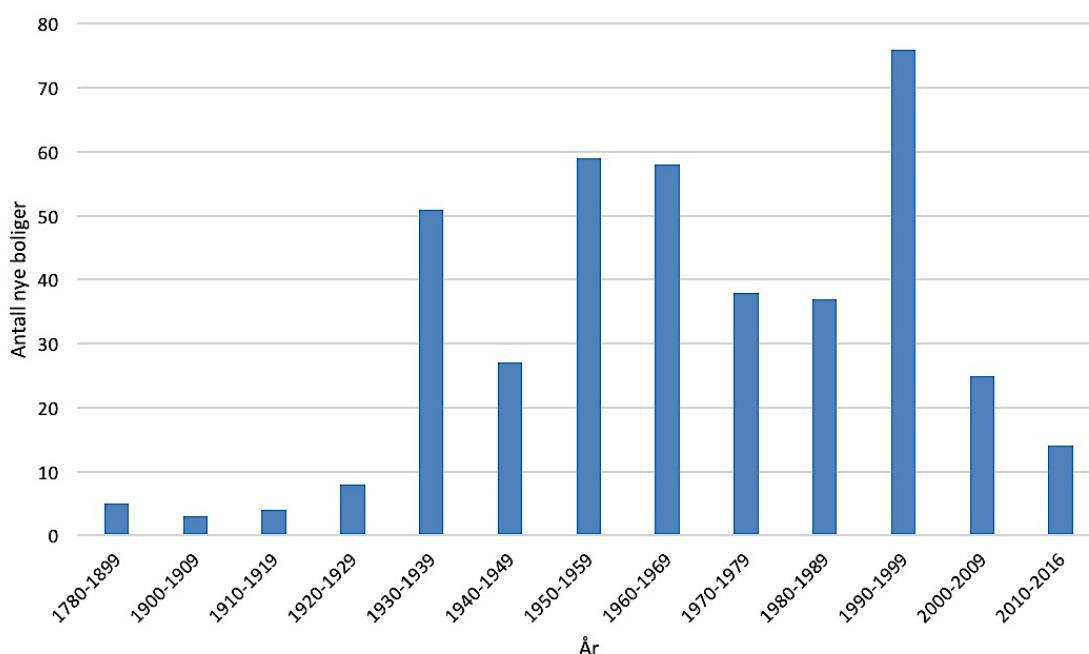
Fra 1837 var Tunevannet en del av Tune kommune (Thorsnæs u.å.). Folketellinger herfra strekker seg tilbake til 1930, med omkring 8000 personer bosatt i kommunen. Det finnes også beregninger fra Norsk samfunnsvitenskapelig datatjeneste (NSD) som antar en befolkning på 4312 personer i Tune allerede i 1875 (SSB 1992b). Folkemengden i kommunen ser ut til å ha økt jevnt i perioden 1930–1980, men ser deretter ut til å ha stabilisert seg (figur 19).



Figur 19: Folkemengde (antall personer bosatt i kommunen i følge folkeregisteret) i Tune kommune i 1930, 1946, 1950, 1960, 1970, 1980 og 1990. Merk at deler av Tune ble overført til Sarpsborg kommune i 1957 og 1980. Tallene er hentet fra folketellinger utført av SSB (1973; 1981b; 1992b).

Per 2017 bor det 956 personer i nedbørsfeltet, og det er 407 boenheter innenfor nedbørsfeltet (E. Danevad pers. medd.). Områdene med flest bosatte og flest boliger finnes i sørlige halvdel av Tunevannet omkring Lande–Bakkeli (vedlegg 8). Dette området omfatter et areal på ca. 520 000 m², hvorav en stor andel er tette overflater i form av veier, parkeringsplasser, steinbelagte gårdsplasser og hustak (Driftsassistansen i Østfold IKS 2015). Det ser ut til å ha vært særlig mye byggeaktivitet på Lande fra omkring 1950-tallet, med blant annet ny reguleringsplan i 1950 med mange nye boligtomter (Braadland & Eliassen 2009). Boligutbyggingen på Lande ser ut til å i ha vært mer eller mindre ferdig innen 1970 (vedlegg 8). Utbygging i litt nyere tid har i stor grad vært lengre nordover langs østsiden av Tunevannet (vedlegg 8).

For nedbørsfeltet i sin helhet var det i perioden 1780–2016 lite utbygging frem til og med 1930. Etter dette økte boligutbyggingen, og generelt ser det ut til å ha blitt bygget relativt jevnt frem til ca. 2000, hvor det deretter har gått ned igjen. Det er allikevel en del variasjoner mellom tiårene, hvor 1990–2000 skiller seg ut som tiåret med mest utbygging, men også for perioden 1950–1970 var det relativt mye utbygging (figur 20).



Figur 20: Utvikling av antall boliger i nedbørsfeltet til Tunevannet i perioden 1780–2016, delt inn i tiår (foruten første og siste perioden hvor det var lite boligbygging). Data fra Espen Danevad ved enhet byggesak, landbruk og kart i Sarpsborg kommune (03.03.2017).

Store deler av overvann fra boligfelt og andre tette flater dreneres eller pumpes vekk fra Tunevannet. Det er allikevel noen områder som dreneres ut i Tunevannet, blant annet parkeringsplass ved Tunevannet badeplass, samt fra flere deler av boligområdene. Se vedlegg 9 for detaljert informasjon.

Teoretiske beregninger presentert i Bechmann et al. (2016, tabell 5), basert på tilførselsberegninger i SFT (1995), estimerte avrenning av fosfor fra bebyggelse (364 daa) ved Tunevannet til tre kg fosfor/år, med en avrenningsratio på 7,5 g/daa.

SAMFERDSEL

Gamle riksvei 1 (nummerert i 1928) strakk seg fra Kornsjø i Østfold til fylkesgrensen til Akershus ved Moss, herunder gjennom Sarpsborg og gjennom nedbørsfeltet til Tunevannet i sørenden (Wiik & Johansen 2014). I 1965 ble veien omdøpt til E6, og deretter til dagens riksvei 118 da nye E6 ble åpnet utenfor nedbørsfeltet i 1978 (Schmedling 2008; Wiik & Johansen 2014). Av andre større veier ligger en liten del av RV114 i kant med grensen til nedbørsfeltet i sørenden. For øvrig ligger deler av fylkesvei 552 (Hollebyveien) i nordenden, og ellers mindre lokale veier knyttet til boligområder.

RV118 er en hovedfartsåre gjennom Sarpsborg sentrum, og er den mest trafikkerte veien i nedbørsfeltet. Lokale trafikkdata fra to målestasjoner ved Tune kirke, i periodene 1991–2016 og 2012–2017, viser en årsdøgntrafikk (ÅDT) på over 10 000. Til sammenligning har målestasjon ved RV114 (Tingvoll) ÅDT på omkring 2000–3500 i perioden 1991–2016. Trafikkdataene indikerer noe økning i trafikk både ved Tingvoll og Tune kirke på 2000-tallet (vedlegg 10). Data for trafikkutvikling på landsbasis i perioden 1970–2014 viste en økende trend i antall registrerte personbiler, hvor økningen var særlig bratt i perioden 1970–1990 (SSB 2015).

Teoretiske beregninger presentert i Bechmann et al. (2016, tabell 5), basert på tilførselsberegninger i SFT (1995), estimerte avrenning av fosfor fra samferdsel (99 daa) ved Tunevannet til 0,5 kg fosfor/år, med en avrenningsratio på 7,5g/daa.

KOMMUNALT OG SPREDT AVLØP

Hovedandelen av bebyggelse (ved Lande - Bakkeli) ved Tunevannet er tilkoblet kommunal kloakk (Driftsassistansen i Østfold IKS 2015). I nedbørsfeltet er det per 2016 én eiendom, samt ca. 10 hytter i nordøst som ikke er tilkoblet kommunal kloakk, med et estimert fosforutslipp på 1 kg/år – et redusert utslipp sammenlignet med estimerte 25 kg/år i 2001 (Bechmann et al. 2016; Driftsassistansen i Østfold IKS 2015; Kraft et al. 2001). En inspeksjon gjennomført av Sarpsborg kommune fant at 2 hytter hadde innlagt vann, men bare i form av gråvann fra kjøkken. Hyttene har altså ikke vannklosett, men utedo/biodo eller lignende (C. Iversen pers. medd.). Eiendommene på Skjøren i nordenden ble i år 2005 tilkoblet kommunal kloakk.

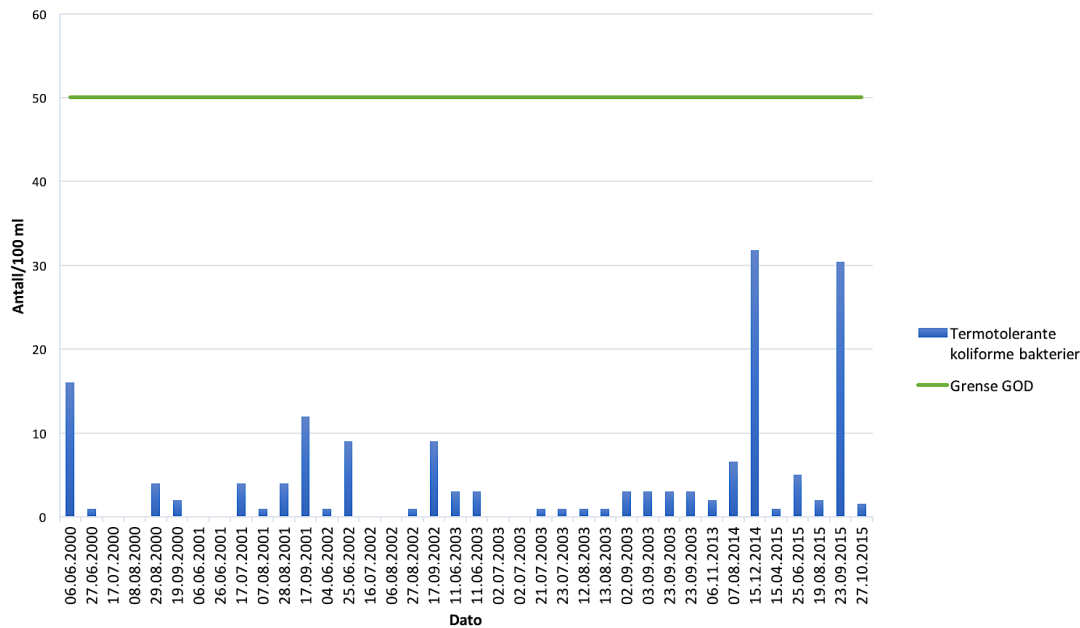
Overvann ledes i stor grad vekk fra Tunevannet og rørene har stor kapasitet. Det har ikke vært kjente problemer med overløp, verken tidligere eller nå (A. Oliverson pers. medd.).

Pumpestasjonene har blitt og blir fortsatt overvåket kontinuerlig, foruten en pumpestasjon i nord hvor det ikke ble etablert overvåkning før nylig. Overvåkingen har ikke påvist problemer heller her (A. Oliverson pers. medd.).

Estimert fosforlekkasje fra ledningsnett ved Tunevannet ble i 2001 estimert til å være ca. 7,5 kg/år, med utgangspunkt i ca. 250 innbyggere (Kraft et al. 2001). Tilsvarende beregninger i 2015, med utgangspunkt i ca. 1000 innbyggere, estimerte fosfortilførsel til å være enten 19,7 eller 40,9 kg/år, hvorav sistnevnte ble antatt å være mer sannsynlig (Driftsassistansen i Østfold IKS 2015). Dette tilsvarer henholdsvis 1,5 µg/l eller 3,2 µg/l utblandet i Tunevannet (Driftsassistansen i Østfold IKS 2015). Det ble i 2001 påpekt manglende dokumentasjon på overløp, feilkoblinger og lekkasjer, samt at avløpsløsningen i stor grad besto av slamavskiller som var i ”relativt dårlig forfatning (...)” og med utilstrekkelig kapasitet (Kraft et al. 2001). Det har blitt gjort flere tiltak i etterkant av dette for å forbedre pumpestasjon og ledningsnett (se Bechmann et al. 2016 Kap. 7.2). I 2016 ble innhold av lett tilgjengelig fosfor (P-AL og vannløselig) undersøkt ved tre lokaliteter hvor det var mistanke om lekkasjer fra kloakkledninger. Det ble ikke funnet tegn til kloakkpåvirkning ved noen av lokalitetene (Øgaard & Pedersen 2016).

Termotolerante koliforme bakterier (TKB) kan anvendes som indikator for kloakkforurensning. Tilgjengelig data indikerer lave verdier av TKB i perioden 2000–2003. Verdier for 2013–2015 er til dels noe høyere enn for forrige periode, men fremdeles vel

innenfor klasse god i henhold til SFTs klassifisering (figur 21). Merk at eventuelle forskjeller mellom 2000–2003 og 2013–2015 kan potensielt ha blitt påvirket av ulik metode ved måling.



Figur 21: Termotolerante koliforme bakterier (blå linje) oppgitt i antall/100 ml ved ulike prøvetakingstidspunkt i år 2000–2003 og 2013–2015. Prøvetaking i 2000–2003 ble gjort ute på vannet, mens prøvetaking i 2013–2015 var fra land med en stang ut mot vannet. Data for 2000–2003 er hentet fra vannmiljo.no og data for 2013–2015 er tilsendt fra J. F. Arnesen ved Driftsassistansen i Østfold IKS. Grønn linje viser grensen til klasse god i henhold til det tidligere klassifiseringssystemet fra SFT (1997), da det ikke er gitt grenseverdi for dette iht. vannforskriften.

INDUSTRI

HUSQVARNA

I sørvest-enden av Tunevannet ligger Husqvarna. Anlegget ble bygget i 1956 av Karl Pettersens Sønner A/S (KPS), og har siden oppstart tatt ut vann fra innsjøen for å bruke til kjøling (Industrimusem u.å.). Basert på informasjon fra ansatte ved Husqvarna ble det oppvarmede vannet sluppet ut i Vestvannet fra 1958 til omkring 1985–1990, men etter krav fra kommunen ble det etter dette sluppet ut i Tunevannet grunnet lav vannstand.

Temperaturmålinger fra Husqvarna viser for perioden 2014–2016 variasjoner mellom ca. 0 og 8 °C i temperaturredifferanse mellom vann som tas inn og slippes tilbake til Tunevannet, med tilsynelatende størst differanse vinteren 2015/2016. Gjennomsnittsdifferansen i perioden var 2,6 °C. Det er kun for 2015 målinger er foretatt gjennom hele året, men med et relativt likt gjennomsnitt som for hele perioden med 2,4 °C.

Avlesninger av forbruk fra Husqvarna i perioden 2014–2016 viste at det daglig har blitt tatt ut ca. 520 m³ i gjennomsnitt, med variasjoner mellom 318–683 m³. Basert på utregnet gjennomsnittsforbruk per år (190530 m³) og gjennomsnittlig vannvolum (12,05 mill. m³), tas det ut omkring 1,6 % av totalt vannvolum. Med andre ord vil i teorien ca. 1,6 % av totalt vannvolum bli ca. 2,6 °C varmere.

NORDIC PAPER

Nordic paper (tidligere Greåker Cellulosefabrikk og Greåker Industrier AS) driver papirproduksjon, og anvender et pumpehus ved Husqvarna til å tappe vann fra Tunevannet. Det ble grunnlagt i 1905, med en vannuttaksavtale med tidligere Tune kommune fra 1932. Avtalen ga rett til å ta ut 1,5 mill. m³ vann, samt rett til å overskride dette ved tilstrekkelige vannmengder. På bakgrunn av denne avtalen, samt målinger referert til i tiltaksplan utarbeidet av Sarpsborg kommune (1997), antas det at vannuttak var omkring 2 mill. m³ (hele vannets beregnede tilsig) per år frem til 1998. Etter dette foreligger registreringer fra Nordic paper på et uttak omkring 1,55 mill. m³ per år frem til 2002 hvor uttak ble redusert til omkring 500 000 mill. m³ vann per år. Det er usikkerhet knyttet til fra hvilket dyp vannuttaket gjøres, men det antas å ligge nær bunn. Til forskjell fra prosessen ved Husqvarna slippes ikke dette vannet ut igjen og påvirker dermed vannstand. Det er kjente anklagelser om for høyt utslipp av fiber og at datidens Greaker Industrier AS forårsaket fiskedød i Glomma og Visterflo på slutten av 1980-tallet etter en periode med økt produksjon, men det er derimot ikke funnet noe om utslipp til Tunevannet (Eliassen 2004).

Bechmann et al. (2016) vurderte mulige effekter av vannuttaket, og konkluderte i hovedsak med at teoretisk oppholdstid minsker og gjennomstrømning i vannet bedres, men at fortynningseffekten av fosfor minsker (like mye fosfor, men fordelt på mindre vannvolum). Fosforinnhold ble målt ved bunn og overflaten, på bakgrunn av en antakelse om at bunnvann var fosforrikt grunnet interngjødsling og at vannuttaket kan ha redusert fosforrikt bunnvann. Målingene viste at innhold av fosfor var det samme i overflaten som ved bunn (Bechmann et al. 2016). Bechmann et al. (2016) anbefalte ikke en økning i uttapping grunnet redusert fortynningseffekt og dermed økt teoretisk fosforkonsentrasjon.

REKREASJONSOMRÅDER

Omkring 1962 startet arbeidet med oppbygging av sandstrender ved tre lokaliteter nær Lande og Landeparken. Alle strendene har jevnlig blitt etterfylt med sand (trolig også bestående av en del silt) i årene etter, med 50 lass i året fra ca. 1975 til 1985, og deretter noen lass i året (B. Claudius pers. medd.; A. Oliversen pers. medd.).

Fra siste halvdel av 60-tallet til første del av 70-tallet ble det gjort en del arbeid ved parkeringsplassen sørøst for Tunevannet, herunder utfylling av løsmasser og oppstart av parkutbygging i hele sørenden (B. Claudius pers. medd.; A. Oliversen pers. medd.).

Parkutbyggingen varte til omkring midten av 80-tallet. Fra 1978 og til litt utpå 80-tallet ble det utført omlegging av friområdene i sørlige halvdel, et område på 216 da., med økt tilrettelegging for friluftsliv (Teknisk Etat i Tune 1976; C. Iversen pers. medd.). I følge planen for dette fra 1976 innebar det blant annet etablering av gressplener, parkanlegg, veiareal, belysning og planting av trær og busker (tabell 6) (Teknisk Etat i Tune 1976).

Tabell 6: Plan for omlegging av friområder og tilrettelegging for friluftsliv for sørlige halvdel av Tunevannet. Del A omfatter området "fra Trøskenvæien til Tune kirke". Del B omfatter området "fra Tune kirke til campingplassen". Del C omfatter området "fra campingplassen til barneparkeringen" (Landeparken). Del D omfatter området "fra barneparkeringen til Klingenvæien" (Teknisk Etat i Tune 1976). "Campingplassen" viser til tidligere Prestegårdstangen campingplass (Tunevannet badeplass).

	<i>DEL A</i>	<i>DEL B</i>	<i>DEL C</i>	<i>DEL D</i>	<i>TOTALT</i>
<i>Parkeringsareal</i>	893 m ²	3909 m ²	0 m ²	0 m ²	4802 m ²
<i>Veiareal (opparbeides, asfalteres)</i>	0 m ²	1125 m ²	4354 m ²	1173 m ²	6652 m ²
<i>Plenareal</i>	14619 m ²	11242 m ²	21662 m ²	6486 m ²	54009 m ²
<i>Lyspunkter (m/jordkabel)</i>	21 stk.	12 stk.	28 stk.	9 stk.	70 stk.
<i>Trær (ferdig plantet)</i>	100 stk.	50 stk.	20 stk.	0 stk.	170 stk.
<i>Sittegrupper</i>	7 stk.	6 stk.	0 stk.	0 stk.	13 stk.
<i>Annet</i>		Sluk m/5" ledning, kantstein, tregjerde, badebrygger med landefester, busker	Rydding og sandtilførsel på strandareal Fotballbane		

I Sarpsborg Arbeiderblad (august 1980) omtales ”Tunevannsplanen” (gjengitt i Braadland & Eliassen 2009 s.258), som basert på kontekst antas å gjelde planen for omlegging og tilrettelegging av friområder fra Teknisk Etat i Tune (1976). Av avisreportasjen kommer det frem at planen for sørenden av Tunevannet (området fra Husqvarna til Tunevannet badeplass, hvor campingplassen tidligere lå) var gjennomført per august 1980. Tunevannet omtales i reportasjen som ”*et aktivum for lokalbefolkningen*” (gjengitt i Braadland & Eliassen 2009 s.258), og at innsjøen brukes på flere ulike vis, noe som også var ”*hensikten med å gå løs på området*” i følge Jim Johansen v/parkavdelingen i Tune kommune (Braadland & Eliassen 2009 s.258). Det siste området, mot Bakkeli, ble anlagt omkring 1982/83 (B. Claudius pers. medd.). Gjødsling av de nyanlagte plenene ble startet etter hvert som de ble anlagt (B. Claudius pers. medd.).

Per 2016 gjødsles fotballbane ved Husqvarna, samt grøntområder ved roklubben, badestrand og Lækkert (tabell 7) (B. Claudius pers. medd.; A. Oliversen pers. medd.). Avrenning av fosfor fra gjødslete parkområder (33 daa) er beregnet til 0,5 kg/år (15 g/daa), og 2 kg/år (11 g/daa) for ugjødslete parkområder (173 daa) (Bechmann et al. 2016, tabell 5).

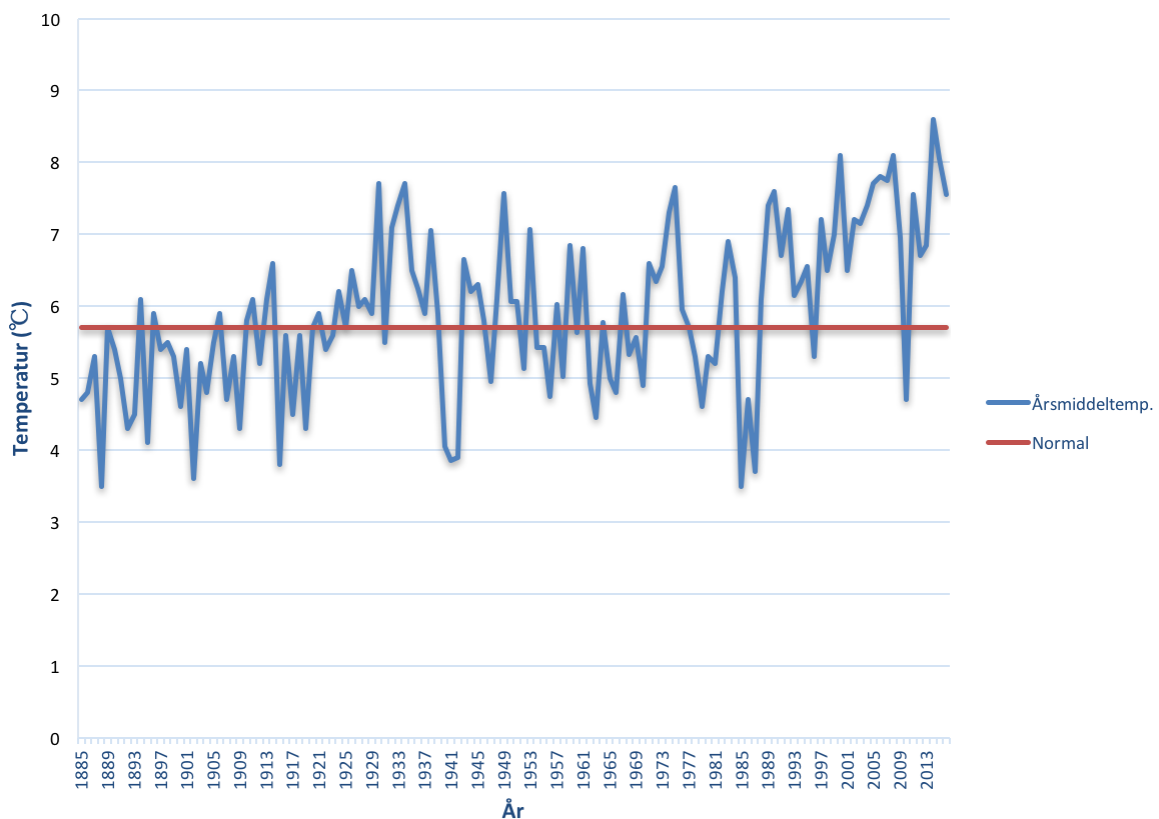
Tabell 7: Gjødsling av grøntområder i sørenden av Tunevannet (B. Claudius pers. medd.; A. Oliversen pers. medd.).

Lokalitet	Areal (daa)	Gjødsel (kg/daa)	Gjødsling (hyppighet)	Gjødsel totalt (kg)
Fotballbane ved Elektrolux (Husqvarna)	8,2	30	2 ganger i året	492
Grøntområde ved Roklubben	9,3	20	1 gang i året (våren)	186
Grøntområde ved badestrand	7,4	20	1 gang i året (våren)	148
Grøntområde ved Lækkert	8,3	20	1 gang i året (våren)	166
Sum	33,2			992 kg/år

4.11 REGIONALE/GLOBALE DRIVKREFTER - KLIMA

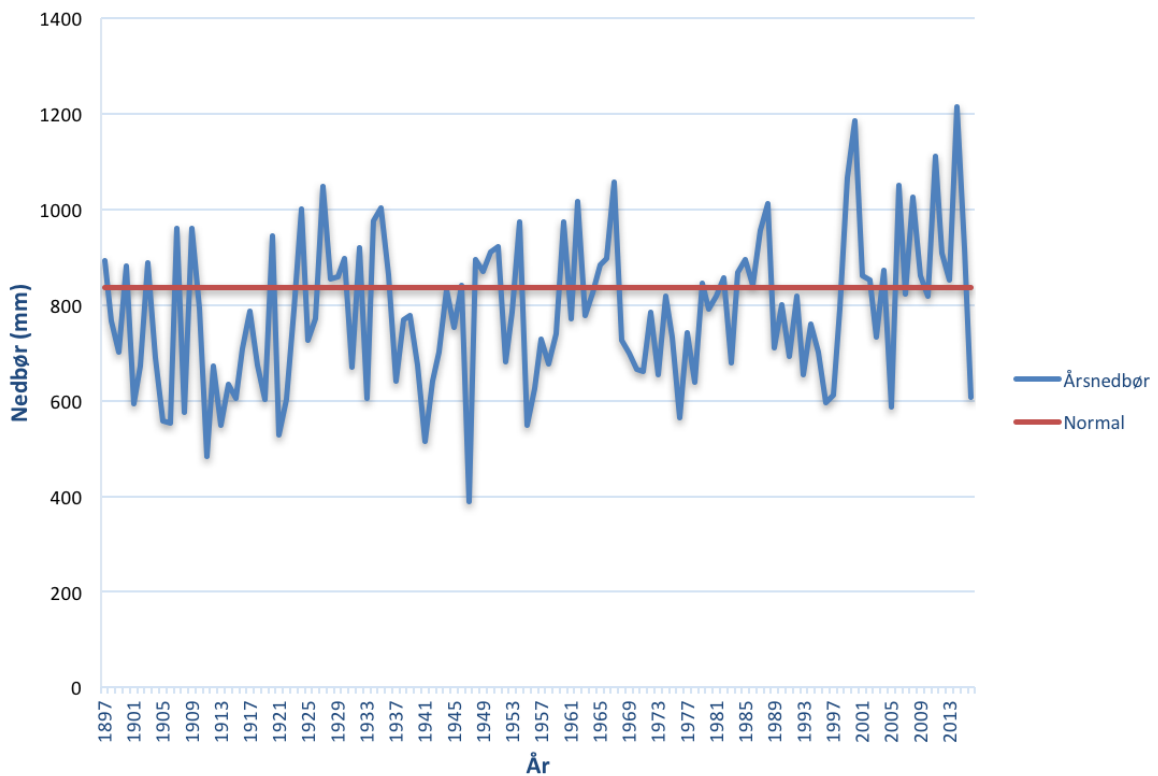
Av rapporten ”Klima i Norge 2100” fremkommer det en trend med økende temperatur og nedbør, samt flere intensive nedbørsepisoder, både nasjonalt og lokalt i Østfold, i perioden 1900–2014 (Hanssen-Bauer et al. 2015). For denne perioden viste Østfold seg å være det fylket i fastlands-Norge med størst økning i årsnedbør, med en 27 % økning (Hanssen-Bauer et al. 2015). Av syv utvalgte steder i Østfold i perioden 1971–2000 hadde Sarpsborg høyest gjennomsnittlig årsnedbør, men det er generelt små klimaforskjeller innad i Østfold (Norsk klimaservicesenter 2017). For perioden 2071–2100 er gjennomsnittlig årstemperatur beregnet å øke med ca. 4 °C og årsnedbør med ca. 10 % (Norsk klimaservicesenter 2017).

Årsmiddeltemperatur for Østfold ser ut til å ha variert en del i perioden 1885–2016. I starten av perioden ser det ut til å ha vært en hovedvekt av verdier under normalen, mens det i økende grad ser ut til å ha blitt flere år med middeltemperatur over normalen fra slutten av 1900-tallet (figur 22).



Figur 22: Årsmiddeltemperatur (°C) (blå linje) i perioden 1885–2016. Dataene er innhentet fra åtte værstasjoner i Østfold og en i Akershus (vedlegg 11). Ved overlappende data er det utregnet et gjennomsnitt fra flere stasjoner. Normaltemperatur (rød linje) er et vektet gjennomsnitt av alle normalene fra de ulike værstasjonene. Data er innhentet fra Meteorologisk institutt (u.å.) sin datatjeneste, eKlima.

Fra historiske nedbørsmålinger i Sarpsborg ser det ut til å ha vært en hovedvekt av verdier under normalen i størsteparten av perioden, 1897–2016, men med en tendens til økende antall år med nedbør over normalen fra omkring slutten av 1900-tallet (figur 23).



Figur 23: Nedbør (mm per år) (blå linje) i perioden 1897–2016. Dataene er innhentet fra de to værstasjoner i Sarpsborg (vedlegg 11). Ved overlappende data er det utregnet et gjennomsnitt fra begge stasjonene. Normaltemperatur (rød linje) er et vektet gjennomsnitt av normalene fra de to værstasjonene. Data er innhentet fra Meteorologisk institutt (u.å.) sin datatjeneste, eKlima.

5. DISKUSJON

5.1 REFERANSETILSTAND

Referansetilstand er innsjøens tilstand med ingen eller ubetydelig endring forårsaket av mennesker (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013). De eldste sedimentene fra Tunevannet ble datert til 1882. Undersøkelsene av historisk utvikling i nedbørsfeltet viste at Tunevannet har blitt brukt av mennesker i lang tid før dette (Kap. 4.10), særlige med hensyn til jordbruk, fangst og fiske (Braadland & Eliassen 2009; Grøndahl 1980). De eldste sedimentene kan dermed ikke sies å representere upåvirkete forhold. Det kan allikevel argumenteres for at de representerer referansetilstand i en av de alternative definisjonene, en tilstand uten påvirkning av moderne jordbruk, industrialisering og urbanisering (Wallin et al. 2003). Resultatene fra sedimentanalysene viste i stor grad gjennomgående lave variasjoner i de eldste sedimentene. Naturlig tilstand er ikke stabil, men varierer både innad og mellom år (Correll 1998; Wetzel 2001). Variasjonene på slutten av 1800-tallet og starten av 1900-tallet kan dermed like gjerne ha vært naturlige svingninger, slik at de eldste sedimentene fra Tunevannet kan potensielt representere referansetilstand.

Tunevannet er klassifisert med moderat økologisk tilstand i henhold til vanndirektivet (Vannnett u.å.). Det innebærer et moderat avvik fra referansetilstand, og verdier som ”*viser moderate tegn på endring som følge av menneskelig virksomhet og er vesentlig mer endret enn under forholdene for god tilstand*”, hvor god tilstand innebærer et lite avvik fra referansetilstand, med kun svake endringer forårsaket av mennesker (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2013, tabell 3-1). Resultatene fra sedimentanalyser og innhenting av informasjon om drivkrefter til variasjon i vannkvalitet viste relativt store endringer over kort tid fra omkring 1980-tallet, som tydelig skilte seg fra ”referansetilstand” (de eldste sedimentene). Vurderingen om at dagens tilstand i Tunevannet avviker fra referansetilstand, og at Tunevannet derfor ikke oppnår miljømålet i henhold til vanndirektivet, virker dermed til å stemme godt basert på resultatene av dette studiet.

5.2 DRIVKREFTER TIL VARIASJON I VANNKVALITET

I følgende underkapitler diskuteres resultatene fra analyser av sedimentsøylen opp mot utvikling av kjente lokale og regionale/globale drivkrefter for å undersøke mulige årsakssammenhenger. Det vurderes også nærmere om variasjoner i vannkvalitet er naturlige svingninger eller forårsaket av antropogen påvirkning. Vurderingene gjøres på bakgrunn av

tilgjengelig informasjon presentert i dette studiet. Klorofyll a, total fosfor og total nitrogen gjennomgås samlet grunnet lignende utvikling, samt at det er nærliggende å anta at økningen i fosfor og nitrogen har muliggjort økningen i klorofyll a. Perioden 1882–1980 gjennomgås mer kortfattet grunnet små variasjoner, mens det legges større vekt på perioden 1980–2016 hvor resultatene viste en vesentlig økning.

TØRRVEKT

Det var kun små variasjoner i tørrveksandel frem til omkring 1950-tallet, mens det for resten av den estimerte tidsperioden var jevnt nedadgående (figur 9). Dette indikerer at vanninnholdet i sedimentet har økt, som kan indikere en endring i sammensetning av sediment, for eksempel en overgang fra en større andel leire-/mineralpartikler til en større andel organisk materiale. Basert på resultatene for organisk materiale som holdt seg relativt stabilt gjennom hele sedimentsøylen, kun med antydning til en økning fra omkring 1988 (figur 10), samt kornfordelingsanalysen som ikke viste særlig endring i sedimentsammensetning (figur 11), ser det ikke ut til at en endring i sedimentsammensetning er tilfelle i Tunevannet. En annen potensiell forklaring kan være at sedimentet etter 1950-årene har blitt mindre hardt pakket sammen, og derfor holdt mer vann. Det er heller ikke her funnet endringer i sedimentet eller nedbørsfeltet som samsvarer i tid og kan bidra til å forklare dette. Årsaken til endring i tørrvekt er derfor uklar.

SVOVEL OG JERN (ANOKSISKE FORHOLD)

Svovelinnhold kan gi indikasjon på forsuring. Resultatene for Tunevannet viste en svovelkurve som i stor grad ser ut til å ha fulgt utviklingen av svovel i atmosfæren (figur 7) (Bragée et al. 2015, figur 3). Dette underbygges også av PCA-resultatene som viste korrelasjon mellom svovel i sediment og svovel i nedbør (figur 18), og tyder på at hoveddrivkraften for variasjon i svovel har vært svovel i nedbør. Svovel viste ikke korrelasjon med andre variabler i den estimerte tidsperioden og tyder på at svovel i liten grad bidrar til å forklare variasjon i vannkvalitet for øvrig.

Både svovel og jern kan brukes som indikasjoner på om det har oppstått anoksiske forhold i bunnvann gjennom perioden. Dersom slike forhold har oppstått er det flere ting en ville forvente å se i resultatene. En ville forvente å finne endringer i jerninnhold over tid grunnet reduksjon fra jern (III) til jern (II), forstyrrelser i svovelkurven og korrelasjon mellom jern og svovel i PCA grunnet dannelse av jernsulfid, samt svart farge i sedimentet (av jernsulfid). Det ble kun funnet noen få svarte prikker i sedimentet, noe som ikke tyder på anoksiske forhold i

bunnvann, men at det tidvis har vært anoksiske forhold lokalt i selve sedimentet.

Jerninnholdet var i stor grad stabilt gjennom hele sedimentsøylen (figur 15), og viste ikke korrelasjon med svovel (figur 18). Det ble heller ikke funnet forstyrrelser i kurven for svovelinnhold i sediment. Målinger av oksygen gjennom vannsøylen viste variasjoner over tid, men det var oksygen tilstede ved alle målinger (Bechmann et al. 2016, figur 8; Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993). Det er dermed ingen av resultatene som tyder på at det har oppstått anoksiske forhold i bunnvannet i Tunevannet i den undersøkte tidsperioden.

En av hovedbekymringene ved anoksiske forhold er at fosfor lekker ut av sediment og ut i vannmassene. Til tross for at resultatene tyder på at det i hovedsak er oksygen i bunnvann, finnes også andre prosesser som kan føre til oppvirvling av sediment med påfølgende frigjøring av fosfor til vannmassene. Oppvirvling av sediment via vind og oppvirvling grunnet bunnbeitende fisk fremstår som mest aktuelt i Tunevannet. Resultatene for Cs-137 tyder på en blanding av sedimentene da toppen for Tsjernobylulykken sprer seg over flere prøver (figur 6), noe som antyder en oppvirvling av sediment i Tunevannet. I tillegg til at innsjøen er grunn, med et maks dyp på 12 meter, ligger Tunevannet i et relativt åpent landskap med kun lave åser og er dermed sterkt vindeksponert (Klemsdal 2002). Dette kan potensielt forklare blanding av sedimentene. Samtidig kan det ikke utelukkes oppvirvling forårsaket av fisk basert på dette studiet.

1882–1980: KLOROFYLL A, FOSFOR OG NITROGEN

Resultatene for klorofyll a, total fosfor og total nitrogen viste alle et lignende mønster i perioden 1882–1980 (figur 12, 14 og 16). Nivået var noe nedadgående omkring starten av 1900-tallet, deretter var det en svak økning fra midten av 1900-tallet til ca. 1980, men fortsatt omkring samme nivå som for de eldste sedimentene. Det var flere endringer i nedbørsfeltet omkring 1950–1980 som potensielt kan ha bidratt til økt nivå av klorofyll a, fosfor og nitrogen. Det var i denne perioden befolkningsveksten ser ut til å ha økt mest i Tune kommune (figur 19) (SSB 1973; 1981b; 1992b) og hvor en stor andel av boligene i nedbørsfeltet ble bygget (figur 20). Dette kan ha ført til økt bruk av vannmassene og nedbørsfeltet, samt økt avrenning og næringstilførsel grunnet økt andel tette flater, potensielt økt erosjon og økt kloakbelastning. Dette samsvarer også i tid med nasjonale utfordringer med kloakbelastning og endringer i jordbruket (Håland 2001; Rognstad & Steinset 2012). Blant annet kunne overgang fra hest til traktor og omlegging til kornproduksjon i jordbruket potensielt medføre problemer med økt erosjon (Rognstad & Steinset 2012). Ved økt erosjon

fra jordbruket ville en forventet en økning i leireandel, ettersom store deler av jordbruksområdene består av 22–42 prosent leire (Bechmann et al. 2016).

Kornfordelingsanalysen viste en relativt stabil sammensetning, med en generelt lav leireandel (figur 11), og antyder dermed at dette ikke var tilfelle ved Tunevannet. Samtidig går kornstørrelsesfordelingsanalysen bare tilbake til omkring 1950-tallet, slik at det kan ikke utelukkes at det har skjedd en endring fra før 1950.

Utover dette er det i denne perioden funnet indikasjoner på økt trafikk fra omkring 1950, jf. økning i bly fra 1950-tallet som antas å delvis være grunnet blyholdig bensin (figur 8). I tillegg kan dagens RV118 som går gjennom nedbørfeltet trolig ha vært mer brukt i perioden 1965–1978, da det i denne perioden var en mer regional hovedvei (E6) (Schmedling 2008; Wiik & Johansen 2014). Dette kan potensielt ha ført til økt avrenning og utslipp, men det mangler tilstrekkelig datagrunnlag for å kunne vurdere eventuell påvirkning fra vei i denne perioden. Husqvarna startet også opp i denne perioden, i 1956, og kan teoretisk sett ha påvirket vannstand da de frem til ca. 1985–1990 ikke slapp vannet de tok ut tilbake igjen i Tunevannet (Industrimusem u.å.). Redusert vannstand kan potensielt gi en eutrofieringseffekt, blant annet gjennom redusert fortykning av næringsstoffer (Wetzel 2001). Da det ikke er kjent hvor høyt vannuttaket var i denne perioden, er effekten av dette vanskelig å vurdere. Nordic paper tok også ut vann i denne perioden, tilsvarende hele vannets beregnede tilsig. Nordic paper startet opp allerede i 1905, med en vannuttaksavtale fra 1932, men kan teoretisk sett, sammen med uttaket fra Husqvarna som startet i 1956, ha påvirket vannkvalitet. Samtidig kan vannuttaket fra sør i Tunevannet ha hatt positive effekter i form av økt vanngjennomstrømning og redusert oppholdstid. Det antas allikevel at vannuttaket generelt har hatt begrenset påvirkning (både i positiv og negativ retning), i samsvar med vurderinger presentert i Bechmann et al. (2016).

Til tross for endring i flere lokale drivkrefter som samsvarer i tid er variasjonene i perioden 1882–1980 små, og økningen i klorofyll a, fosfor og nitrogen omkring 1950–1980 relativt liten, med omtrent samme nivå som i de eldste sedimentene. Det kan derfor også være snakk om naturlige variasjoner, hvor naturlige klimavariasjoner kan ha vært delvis styrende (jf. positiv korrelasjon med nedbør og til dels temperatur i PCA, figur 18). Det kan dermed ikke stadfestes med særlig sikkerhet, om endring i denne perioden er et resultat av naturlige variasjoner eller av menneskelig påvirkning.

Fra omkring 1980-tallet var det en bratt økning i klorofyll a frem til omkring 2003 (figur 12 og vedlegg 5). Fra 2003–2016 viste klorofyll a/tørrestoff og klorofyll a/org. C noe forskjellig mønster, hvor det av førstnevnte ser ut til at klorofyll a har stabilisert seg på et høyt nivå (figur 12), mens det for klorofyll a/org. C kan se ut til å ha variert i større grad med tendenser til nedgang (vedlegg 5). Det fremstår samlet sett ikke tydelige tegn på bedring. Variasjoner i både tørrestoff og organisk karbon avhenger av flere ulike faktorer, og vil dermed kunne påvirke resultatet for klorofyll a. Samtidig viser både klorofyll a/tørrestoff og klorofyll a/org. C i stor grad samme mønster, slik at en med relativt stor sikkerhet kan si at det har vært en reell økning i klorofyll a.

Total fosfor og total nitrogen økte fra omkring midten av 1980-tallet, hvorav fosfor ser ut til å ha stabilisert seg på et høyt nivå fra slutten av 1900-tallet (figur 14), mens nitrogen ser ut til å ha hatt en fortsettende økning i hele perioden, foruten én lav verdi i 2011 (figur 16). Forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P) i denne perioden var nedadgående (figur 17). Fosfor ser dermed ut til å ha økt mer relativt sett i forhold til nitrogen. Samtidig viste nitrogen en større endring enn fosfor på 80-tallet. Undersøkelser fra 1984 og 1991–92 viste en overgang fra lave nivåer av nitrogen til markert til sterk nitrogenforurensning, mens fosfor lå på høye nivåer ved begge undersøkelsene (Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993). Tidligere undersøkelser og overvåkingsdata viste tilsvarende utvikling som for sedimentundersøkelsene for både klorofyll a, total fosfor og total nitrogen, men med en del årlige variasjoner (Bechmann et al. 2016; Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993) (tabell 4).

Flere kilder tyder på at endringen i vannkvalitet skjedde omkring 1980-tallet. Dateringen utgjør i utgangspunktet kun en estimert tidsperiode, men dateringssignal for Tsjernobylulykken i 1986 ligger nært i tid til endringen i vannkvalitet, og resultater for svovel og bly ga ytterligere referansepunkter som tyder på en virkelighetsnær datering (figur 6, 7 og 8). Referansepunktene ble også underbygget av PCA, som viste nær korrelasjon mellom svovel i sediment og svovel i nedbør, samt positiv korrelasjon mellom bly i sediment og år (figur 18). I tillegg viste tidligere undersøkelser tilsvarende endring i vannkvalitet fra 80 til 90-tallet (Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993). Det er dermed stor sannsynlighet for at det var på 80-tallet vannkvaliteten ble endret.

Økningen i klorofyll a, total fosfor og total nitrogen fra 80-tallet er hovedsakelig relativt bratt og utgjør en stor endring over relativt kort tid, hvor blant annet klorofyll a ser ut til å ha blitt

oppimot tredoblet i perioden 1980–2003. Dette indikerer at hoveddrivkreftene til denne endringen er antropogene påvirkninger. Endringen ser i tillegg ut til å ha vedvart, noe som antyder at drivkreftene for endring i vannkvalitet i Tunevannet med liten sannsynlighet er en enkelthendelse, men heller en vedvarende endring som startet omkring 1980. Samlet sett ser det derfor ut til å være snakk om en vedvarende, antropogen endring omkring 1980. Få av de undersøkte drivkreftene passer denne beskrivelsen.

JORDBRUK OG KLOAKK

Det er ikke funnet (vedvarende) endringer i jordbruket ved Tunevannet omkring 80-tallet. Landbrukstellinger for Tune kommune viste lite endring i jordbruksareal i drift, og det så ut til at omleggingen til korn i Tune kommune har skjedd før 1980 (SSB 1971; 1981a; 1992a) (tabell 5). Kornstørrelsesfordelingen i sedimentet viste heller ikke tegn til økt erosjon fra jordbruksområdene, med lite endring i leireandel i sedimentet for hele den undersøkte perioden (ca. 1950–2009). Det var heller tendenser til noe mindre leire med tiden (figur 11). Ved grønnsaksproduksjon gjødsles det gjerne kraftigere enn for korn (Riley et al. 2012), og kan med dette utgjøre en bekymring. Landbrukstellinger for Tune kommune viste derimot ingen særlige endringer i grønnsaksproduksjon, og produksjonen var generelt lav med omkring en halv prosent av jordbruksarealet.

Med hensyn til gjødsel i jordbruket nasjonalt, ble fosfor i gjødsel redusert etter 1980, mens nitrogenbruken holdt seg relativt stabil frem til 2008/09 hvor forbruket i sin helhet ble redusert (Rognstad & Steinset 2012). For jordbruksarealer nær Tunevannet, med høyt fosforinnhold i jord, ble gjødsling med fosfor redusert fra 2002 (Sarpsborg kommune 2009, referert i Bechmann et al. 2016, s. 29). Dersom jordbruket har vært en hoveddrivkraft til variasjon i nitrogen og fosfor ved Tunevannet, ville en forvente et høyere N/P-forhold etter 1980 (forutsatt at den nasjonale trenden også var gjeldende for Tunevannet) og/eller fra 2002, grunnet redusert fosfor i gjødsel. N/P-forholdet viste noe variasjon i perioden 1980–2016, særlig på 2000-tallet. Allikevel ser den generelle trenden ut til å være et nedadgående N/P-forhold for perioden, som antyder at jordbruket ikke var en hoveddrivkraft for variasjon i nitrogen og fosfor. Det utelukkes allikevel ikke at redusert gjødsling kan ha hatt noe effekt.

Mye av boligutbyggingen omkring Tunevannet, som potensielt kan føre med seg økt næringstilførsel som følge av økt kloakkbelastning (og avrenning), ble utført i perioden frem mot 1970, mens det i perioden 1970–1989 var mindre bygningsaktivitet (figur 20).

Befolkningsveksten ser også ut til å ha stabilisert seg i Tune kommune før 1980 (figur 19).

Nasjonalt sett var også de største utfordringene med forurensning fra kloakk (og jordbruk) tidligere enn 1980 (Håland 2001; Rognstad & Steinset 2012). Det er derfor nærliggende å anta at effekter av dette i så fall ville vist seg før 1980. Det nevnes allikevel at 1990-tallet var tiåret med størst utbygging (figur 20), og dateringen av sedimentsøylen innebærer kun estimert tidsperiode. I teorien kan med andre ord dateringen være noe feilestimert, slik at utbyggingen på 90-tallet kan ha vært en drivkraft i form av økt kloakkbelastning. Dette utelukkes ikke helt, men det fremstår som mindre sannsynlig, da det som tidligere nevnt er flere indikasjoner på at dateringen er virkelighetsnær, og at endringen i vannkvalitet skjedde omkring 1980.

Flere undersøkelser har ikke kunne påvise tegn til kloakkpåvirkning og lekkasjer. Teoretisk beregnede fosfortilførsler utblandet i Tunevannet viste relativt lave verdier (Driftsassistansen i Østfold IKS 2015), det har ikke vært og er ikke kjente problemer med overløp (A. Oliveren pers. medd.) og jordundersøkelser fra 2016 viste ikke tegn til kloakklekkasjer ved undersøkte lokaliteter (Øgaard & Pedersen 2016). De lave målingene av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i 2000–2003 og 2013–2015 tyder også på begrenset kloakkpåvirkning, med verdier omkring 20 TKB/100ml (figur 21). Til sammenligning viste målinger i kloakkpåvirkete innløpsbekker til Gjersjøen og Kolbotn flere verdier med mange tusen bakterier per 100ml (Strand et al. 2015). Forutsatt at endringen i vannkvalitet fra 1980-tallet ble forårsaket av en vedvarende, antropogen endring ville det være å forvente og finne tegn til kloakkbelastning også på 2000-tallet, noe som ikke var tilfelle. Det har også kommet frem ved tidligere vurderinger at endringen fra 80-tallet er vanskelig å forklare med økt kloakkslipp eller avrenning fra landbruk (Hauger et al. 1994; Løvstad et al. 1991). Basert på tilgjengelig informasjon er det samlet sett lite som samsvarer i tid og som indikerer at jordbruk og kloakk var en hoveddrivkraft for økningen i klorofyll a, fosfor og nitrogen fra 80-tallet. Dette vil derimot ikke si at det ikke har påvirket vannkvaliteten i Tunevannet, og det kan ha vært medvirkende til å bygge opp til at innsjøens tålegrense har blitt overskredet.

SAMFERDSEL

Med hensyn til utviklingen innen samferdsel viste lokale trafikkdata relativt stor trafikk på RV118 (tidligere E6) i nedbørsfeltet, samt en tendens til noe økning i trafikk både ved RV114 (Tingvoll) og RV118 (Tune kirke) i perioden 1991–2016. Etersom dataene ikke strekker seg lengre tilbake i tid er det vanskelig å vurdere effekten av samferdsel. Nasjonal økning i trafikk samsvarer dog relativt godt i tid, med en økning i antall personbiler fra 1970–1990 (SSB 2015). Samtidig ble E6 flyttet fra dagens RV118 ut av nedbørsfeltet i 1978 (Schmedling

2008). Dette kan antas å ha gitt mindre trafikkbelastning på RV118, og dermed potensielt mindre tilførsler til innsjøen. Teoretiske beregninger viste også lave estimer for fosfortilførsel fra samferdsel (Bechmann et al. 2016, tabell 5). Relativt stor trafikk på RV118 vil med andre ord kunne påvirke Tunevannet, men tilgjengelig informasjon gir ikke grunnlag for å anta at samferdsel var en hoveddrivkraft for økningen i klorofyll a, fosfor og nitrogen fra 80-tallet.

INDUSTRI

Endret drift ved Husqvarna samsvarer i tid med økningen i klorofyll a, fosfor og nitrogen på 80-tallet. Husqvarna har fra oppstart i 1956 tatt ut vann fra Tunevannet til kjøling, men fra omkring 1985–1990 ble det oppvarmede vannet, som tidligere ble sluppet ut i Vestvannet, sluppet tilbake igjen til Tunevannet. Dette kan teoretisk sett ha bidratt til økt temperatur i innsjøen, som igjen kan gi en eutrofieringseffekt (Moss et al. 2011). Samtidig er det snakk om en såpass liten gjennomsnittstemperaturforskjell (2,6 °C) på vannet som tas ut og slippes tilbake, og såpass liten andel av totalt vannvolum (1,6 %), at det vurderes som mindre sannsynlig at det påvirker vannkvalitet i særlig grad. For Nordic paper, som ble grunnlagt i 1905, har vannuttaket variert noe over tid, med en relativt omfattende reduksjon i uttak fra 2002. Av beregningene og vurderingene gjort i Bechmann et al. (2016), fremstår uttappingen av vann til å generelt ha begrenset påvirkning (både i positiv og negativ retning). Endring i vannuttak samsvarer heller ikke i tid med endring i noen av parameterne fra sedimentanalysene. Det fremstår derfor som mindre sannsynlig at industri har vært en hoveddrivkraft for variasjon i vannkvalitet.

REKREASJONSOMRÅDER

Endring av rekreasjonsområdene samsvarer i tid med økningen i klorofyll a, total fosfor og total nitrogen fra 1980. Fra 1978 til 1982/83 ble det gjennomført en omlegging og tilrettelegging av friområder i sørlige halvdel, med blant annet utbygging av parkerings- og veiareal, samt opparbeiding av plenareal (Teknisk Etat i Tune 1976) (tabell 6). Gjødsling av de nyanlagte plenene ble startet etter hvert som de ble anlagt (B. Claudius pers. medd.). Med potensielt økt risiko for næringstilførsel grunnet økt andel gjødslete gressarealer, samt en økt andel tette flater som kan redusere infiltrasjonsevne og øke avrenning, og som en av få faktorer som samsvarer i tid, kan det indikere at denne omleggingen var en hoveddrivkraft til endring i vannkvalitet fra 1980-tallet. Samtidig utgjorde omleggingsarealet et relativt begrenset areal, hvor omleggingen omfattet totalt ca. 5 % av nedbørsfeltets landareal, hvorav parkerings- og veiareal og plenareal utgjorde ca. 1,5 % av nedbørsfeltets landareal. Det er

trolig mindre sannsynlig at denne omleggingen alene er årsaken til endring i vannkvalitet på 80-tallet, men det kan potensielt ha vært en medvirkende drivkraft.

KLIMA OG OVERVANN

Data for temperatur og nedbør i Østfold fra slutten av 1800-tallet til og med 2016 (figur 22 og 23), viste begge tendens til en større andel verdier over normalen fra slutten av 1900-tallet. Med andre ord ser det ut til at det over tid har blitt økt temperatur og mer nedbør i Østfold, omkring samme periode hvor klorofyll a, total fosfor og total nitrogen økte. Klimarapporten fra 2015 "Klima i Norge 2100" viser også samme trend, hvor Østfold var det fylket i fastlands-Norge med størst økning i nedbør i perioden 1900–2014 (Hanssen-Bauer et al. 2015). Økt nedbør og mer intensive nedbørsepisoder kan føre til hurtigere og økt overflateavrenning fra tette flater og mettet jord (NOU 2015:16). Det kan også føre til økt erosjon som kan øke tilførsel av partikkelbundete næringsstoffer, slik som fosfor, samt økt sedimentasjonshastighet og med dette eskalere eutrofieringsprosessen. En økt andel tette overflater, samt økt tilførsel av næringsstoffer gjennom blant annet gjødsling, kan sammen med klimaendringene gi større utfordringer.

Det mest utbygde området ved Tunevannet beskrives med en stor andel tette overflater per 2015 (Driftsassistansen i Østfold IKS 2015). Foruten utviklingen av selve boligene i nedbørsfeltet (figur 20), samt noe flere tette overflater i forbindelse med omleggingen av friområder i 1978–1982/83 (tabell 6), er utviklingen av tette overflater for øvrig (for eksempel asfalterte gårds- og parkeringsplasser) ukjent. Gjødsling av private arealer er også en faktor med ukjent utvikling. Utvikling av gjødsling av offentlige områder er i større grad kjent (tabell 7), blant annet med en økt andel gjødslete gressplener i forbindelse med omleggingen av friområder. Mye av overvannet ved Tunevannet samles opp, men flere områder drenerer mot Tunevannet (vedlegg 9). Det er derfor ikke utenkelig at flere gjødslete gressarealer og flere tette flater, sammen med økt nedbør, kan ha ført til økt avrenning og næringstilførsel, i tillegg til en potensiell eutrofieringseffekt forårsaket av høyere temperatur. Betydelig boligutbygging på 90-tallet kan også tenkes å ha bidratt til å eskalere avrenningsproblematikken ytterligere (figur 20).

Principal component analysis (PCA) for Tunevannet viste et sterkt klimasignal, med positiv korrelasjon mellom organisk karbon, klorofyll a, total fosfor, nedbør og til dels temperatur. Det er nærliggende å anta at nedbør også kan ha vært en viktig forklaringsvariabel for variasjon i total nitrogen, ettersom total nitrogen i sediment viste tilsvarende utvikling som for

de andre variablene og vaskes lett ut med nedbør. Nedbørdataene er med stor sannsynlighet representative, ettersom de er hentet inn fra de to nærmeste målestasjonene til Tunevannet (vedlegg 11). Temperatur er derimot innhentet fra ni ulike stasjoner (hvorav en på Ås i Akershus), og komprimert til middelverdier og kan dermed være noe mer usikre (vedlegg 11). Resultater av PCA og sedimentanalyser, sett i sammenheng med nasjonale og regionale trender, kan tyde på at klima har vært en hoveddrivkraft for endringen i vannkvalitet på 80-tallet med økt næringstilførsel og økt fytoplanktonvekst, hvorav særlig nedbør har vært av betydning. Linjene for nedbør og temperatur i PCA strakk seg allikevel ikke like langt som for de andre variablene, som tilsier at klimavariablene ikke forklarer hele variasjonen.

MYXOXANTHOPHYLL (CYANOBAKTERIER)

Basert på pigmentanalysen for myxoxanthophyll var cyanobakterier i liten grad tilstede før 1980-tallet, med kun små mengder myxoxanthophyll målt omkring 1882–1930 og deretter igjen fra ca. 1970. I perioden 1980–2016 viste resultatene en økning i myxoxanthophyll, men med noe variasjoner (figur 13). Cyanobakterier ble påvist både i vannundersøkelser fra 1984 og 1991–92, men med en tilsynelatende større dominans på starten av 90-tallet (Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993). Med en økning i både total fosfor og total nitrogen i samme periode kan dette ha gitt mulighet for økt biomasse. Samtidig kan også andel lett tilgjengelige næringsstoffer, samt forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P) ha vært en medvirkende faktor. Flere undersøkelser har vist begrenset tilgang til lett tilgjengelig fosfor og nitrogen (Bechmann et al. 2016; Bjørndalen et al. 1985; Schartau et al. 1993), og N/P-forholdet i sediment var nedadgående i perioden, hvilket innebærer en større økning i fosfor enn nitrogen. Fosfor, og kanskje særlig nitrogen, kan altså ha vært en begrensende faktor for vekst. Dette kan potensielt ha gitt cyanobakterier med evne til å fikserer nitrogen, vertikalmigrere (slik at de kan utnytte næringsstoffer ved bunn) og/eller lagre næringsstoffer et fortrinn. Lite lett tilgjengelige næringsstoffer kan også ha begrenset andre grupper som ikke har disse tilpasningene, og på denne måten gitt mindre konkurranse for cyanobakterier. Undersøkelser som har vist stor dominans av nitrogenfikserende cyanobakterier sensommer, samt påvist heterocyste i *Anabaena*-koloni (Annadotter & Aagren 2002), underbygger at nitrogenfiksering kan ha gitt cyanobakterier et fortrinn. *Anabaena* og *Microcystis*, som begge er registrert i Tunevannet, kan også vertikalmigrere, og dermed potensielt ha et fortrinn ved eventuell oppvirvling av sediment gjennom vind og/eller bunnbeitende fisk med påfølgende frigjøring av fosfor til vannmassene. *Anabaena* kan også ha et fortrinn ved at de ved lave

nitrogenkonsentrasjoner klarer å utnytte fosfor bedre enn andre fytoplankton-slekter (Jeppesen et al. 2010).

Økt temperatur som følge av klimaendringer kan også potensielt ha vært en drivfaktor, ettersom cyanobakterier ser ut til å ha optimale forhold ved høyere temperaturer sammenlignet med mange av sine konkurrenter (Gjølme et al. 2010; Joehnk et al. 2008; Paerl et al. 2011). I teorien kan også utslipp av oppvarmet vann fra Husqvarna fra omkring 1985–1990 ha hatt en innvirkning, men antas også i denne sammenheng som å være mindre sannsynlig grunnet et begrenset omfang. Samlet sett tyder det på at klima potensielt har vært en viktig drivkraft for økning i cyanobakterier, i form av økt temperatur og økt avrenning med påfølgende økt næringstilførsel. I tillegg kan det lave N/P-forholdet og lite tilgjengelig nitrogen potensielt ha gitt nitrogenfikserende cyanobakterier et fortrinn.

6. KONKLUSJON

Dette studiet har undersøkt ulike variabler i innsjøen og nedbørsfeltet med hensikt av å belyse problemstillingen; Hva er drivkreftene til variasjoner i vannkvalitet over tid i Tunevannet, og er de av menneskelig eller naturlig karakter? De eldste sedimentene antas å representere referansetilstand i begrepets brede forstand, med kun små variasjoner i sedimentanalysene og i en tid uten moderne jordbruk, omfattende industrialisering og urbanisering. Svak økning i klorofyll a, total fosfor og total nitrogen fra 1950–1980 samsvarte i tid med flere antropogene endringer i nedbørsfeltet (urbanisering, jordbruk og kloakk). Variasjonene var allikevel små og kan også ha vært naturlig variasjon, blant annet styrt av naturlige klimavariasjoner (jf. positiv korrelasjon i PCA). Få kjente drivkrefter samsvarte i tid med overgangen fra en mesotrof til eutrof innsjø på 1980-tallet, med økt dominans av cyanobakterier, samt en bratt økning i klorofyll a, total fosfor og total nitrogen i perioden 1980–2016. Kloakk og jordbruk vurderes som mindre sannsynlige hoveddrivkrefter, men til å kunne ha bidratt til å bygge opp mot endringen i 1980 ved å ha presset innsjøens tålegrense. Samferdsel og industri vurderes som mindre sannsynlige drivkrefter til endring av vannkvalitet. Omleggingen av rekreasjonsområder omkring 1980, med flere gjødslete gressarealer og tette flater, sammen med (antropogene) klimaendringer i form av mer nedbør, økt nedbørintensitet og økt temperatur, vurderes til å være mer sannsynlige drivkrefter til endring i vannkvalitet (jf. positiv korrelasjon med klimavariabler i PCA). Stor boligutbygging på 1990-tallet kan ha eskalert denne problematikken ytterligere. Det vurderes allikevel ikke til at dette forklarer hele variasjonen.

Med tanke på at en naturlig eutrofieringsprosess er saktegående tyder dette skifte i vannkvalitet, over såpass kort tid, på at det er snakk om antropogene drivkrefter for perioden 1980–2016. Nivåene skilte seg vesentlig fra referansetilstand (de eldste sedimentene). Vurderingen av at Tunevannets økologiske tilstand er under miljømålet, i henhold til vanndirektivet, virker dermed til å stemme godt. For å bedre den økologiske tilstanden i Tunevannet fremstår reduksjon av nitrogen- og fosfortilførsel sentralt, særlig nitrogen som viste vesentlig økning på 1980-tallet som vedvarte til og med 2016. Nitrogen vaskes lett ut, og økt nedbør kan tenkes å ha ført til en hurtigere/eskalert avrenning. Få av de undersøkte kildene i dette studiet vurderer nitrogen i særlig grad. En nærmere vurdering av nitrogentilførsel og potensielle effekter av redusert nitrogentilførsel vil dermed kunne være gunstig. En tilstrekkelig reduksjon antas å kunne redusere fytoplanktonbiomasse. Nitrogenfiksering krever mye energi og en tilstrekkelig reduksjon i næringstilførsel kan også potensielt frata nitrogenfikserende cyanobakterier fortrinnet.

Samlet sett tyder studiet på at Tunevannet har blitt mer klimastyrt, hvor økning i andel tette flater er av særlig betydning for næringstilførsel. Samtidig utgjør dette kun en del av forklaringen til endringen i vannkvalitet fra 80-tallet. Få drivkrefter som samsvarte i tid tyder på et mer komplekst bilde med diffuse forurensningskilder som er vanskelig å lokalisere. Dette er heller ikke uventet for en innsjø som Tunevannet, som er et mye brukt rekreasjonsområde. Dagens tilstand i Tunevannet avviker fra referansetilstand, med vesentlig endring i form av økt primærproduksjon og næringsinnhold. Endringer i vannkvalitet frem til og med 2016 vurderes dermed med liten sannsynlighet til å være styrt av naturlige drivkrefter/prosesser (hypotese 0), men at det med stor sannsynlighet er styrt av antropogene påvirkninger (hypotese 1). Basert på dette studiet svekkes dermed hypotese 0, mens hypotese 1 styrkes.

7. LITTERATUR

- Abdi, H. & Williams, L. J. (2010). Principal component analysis. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 2 (4): 433-459.
- Annadotter, H. & Aagren, R. (2002). Utredning av forutsætninger och metoder för en restaurering av Tunevannet i Østfolds fylke: Seawind Sweden HB. 24 s.
- Annadotter, H. & Forssblad, J. (2010). Restaurering av Tunevannet Förslag på fortsatta åtgärder och undersökningar, 2010-03-v01: Regito AB. 18 s.
- Bechmann, M., Berge, D., Eggestad, H. & Vandsemb, S. (2005). Phosphorus transfer from agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes—two long-term integrated studies from Norway. *Journal of Hydrology*, 304 (1): 238-250.
- Bechmann, M., Kværnø, S., Turtumøygaard, S., Haande, S. & Poverud, L. M. (2016). Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann. *NIBIO RAPPORT*, 2/115/2016: NIBIO. 53 s.
- Bennion, H. & Battarbee, R. (2007). The European Union water framework directive: opportunities for palaeolimnology. *Journal of Paleolimnology*, 38 (2): 285-295.
- Bjørndalen, K., Hauger, T., Vallner, P. & Warendorph, H. (1985). Tunevannet - 1984 En vannfaglig vurdering, 4/85: Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Østfold. 20 s.
- Borch, H. & Hauge, A. (2002). Tunevann - tiltaksvurderinger for jordbruksareal, fangdammer og vegetasjon. *Jordforsk rapport*, 73/2002. 35 s.
- Bouleau, G. & Pont, D. (2015). Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 47: 32-41.
- Bragée, P., Mazier, F., Nielsen, A. B., Rosén, P., Fredh, D., Broström, A., Granéli, W. & Hammarlund, D. (2015). Historical TOC concentration minima during peak sulfur deposition in two Swedish lakes. *Biogeosciences*, 12 (2): 307-322.
- Brenner, M., Whitmore, T. J., Flannery, M. S. & Binford, M. W. (1993). Paleolimnological methods for defining target conditions in lake restoration: Florida case studies. *Lake and Reservoir Management*, 7 (2): 209-217.
- Broadbent, F. (1953). The soil organic fraction. *Advances in agronomy*, 5: 153-183.
- Braadland, T. & Eliassen, S. G. (2009). *Lande ...fra utkant til forstad*. Sarpsborg: Lande Vel. 294 s.

- Callisto, M., Molozzi, J. & Barbosa, J. L. E. (2014). Eutrophication of lakes. I: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, s. 55-71: Springer.
- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27 (2): 261-266.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2011). Veileder 01:2011 Om karakterisering og analyse, Versjon 9. mai 2011. 84 s.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2013). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver, Veileder 02:2013 - revidert 2015. 230 s.
- Driftsassistansen i Østfold IKS. (2015). Tunevannet -påvirkning av vannkvalitet fra kommunalt nett. 20 s.
- Eliassen, S. G. (2004). *Tune 1930 - 1992*: Sarpsborg kommune. 504 s.
- Gjølme, N., Krogh, T. & Utkilen, H. (2010). Cyanobakterier (blågrønnalger) Oppblomstring og toksinproduksjon. I: folkehelseinstitutt, N. (red.), 2010:4. 58 s.
- Grøndahl, U. (1980). *Tune Gårdshistorie Del 1*: Tune kommune.
- Grøndahl, U. (1988). *Tune Gårdshistorie Del 2*: Tune kommune.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandvan, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A., et al. (2015). Klima i Norge 2100 Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. *NCCS report*, 2/2015: Norsk klimaservicesenter (NKSS). 204 s.
- Hauge, A. (2009). Tiltak mot landbruksforurensing i Tunevannets nedbørfelt - Status høsten 2009 og forslag til ytterligere tiltak *Bioforsk Rapport*, 149/09. 21 s.
- Hauger, T., Løvstad, Ø. & Vallner, P. (1994). VASSDRAGSOVERVÅKING 1992 - ØSTFOLD, 2/94: Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Østfold. 55 s.
- Helfrich, L. A., Parkhurst, J. A. & Neves, R. J. (2009). Guide to Understanding and Managing Lakes. Part I (Physical Measurements). 8. Tilgjengelig fra: https://pubs.ext.vt.edu/420/420-538/420-538_pdf.pdf (lest 23.04.2015).
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A. S., Johnson, R. K., Moe, J. & Pont, D. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the total Environment*, 408 (19): 4007-4019.
- Hobæk, A. (2000). Kloakkforurensning av vassdrag i Bergen kommune-høsten 1999, 4176-2000: NIVA. 29 s.

- Håland, B. (2001). *KLOAKK (Noen trekk fra historia)*. Tilgjengelig fra: <http://www1.uis.no/ansatt/b-haaland/PDF-filer/kloakk01.pdf> (lest 20.03.2017).
- Haande, S., Eriksen, T., Kile, M., Hagman, C., Borch, H., Brænden, R., Arnesen, J. F. & Raudsandmoen, L. (2012). Tilstandsklassifisering av vannforekomster i Vannområde Glomma Sør for Øyeren (2011) i henhold til vannforskriften, L.NR. 6406-2012: NIVA. 152 s.
- Industrimusem. (u.å.). *KPS - Karl Pettersens Sønner A/S*. Tilgjengelig fra: <http://www.industrimuseum.no/bedrifter/kps> (lest 19.01.2017).
- Jeppesen, E., Moss, B., Bennion, H., Carvalho, L., De Meester, L., Feuchtmayr, H., Friberg, N., Gessner, M. O., Hefting, M., Lauridsen, T. L., et al. (2010). Interaction of climate change and eutrophication. I: *Climate change impacts on freshwater ecosystems*, s. 119-151.
- Joehnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M. & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global change biology*, 14 (3): 495-512.
- Karl, T. R. & Trenberth, K. E. (2003). Modern global climate change. *Science*, 302 (5651): 1719-1723.
- Kernan, M., Battarbee, R. W. & Moss, B. R. (2011). *Climate change impacts on freshwater ecosystems*: John Wiley & Sons. 328 s.
- Khan, M. N. & Mohammad, F. (2014). Eutrophication: challenges and solutions. I: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, s. 1-15: Springer.
- Klemsdal, T. (2002). Landformer i Østfold. *Natur i Østfold* 21(1/2): 7-31.
- Kraft, P. I., Turtumøygård, S. & Øygarden, L. (2001). Tiltaksanalyse for Tunevannet, 102/2001: Jordforsk. 20 s.
- Last, W. M. & Smol, J. P. (2002). *An Introduction to Physical and Geochemical methods Used in Paleolimnology*: Springer.
- Leavitt, P. R. (1993). A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Journal of Paleolimnology*, 9 (2): 109-127.
- Lewis, W. M. & Wurtsbaugh, W. A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. *International Review of Hydrobiology*, 93 (4 - 5): 446-465.
- Løvstad, Ø., Hauger, T., Vallner, P. & Larsen, G. (1991). Vassdrag og kystområder Overvåking i 1990, 8/91: Fylkesmannen i Østfold. 97 s.
- Meteorologisk institutt. (u.å.). *eKlima*. Tilgjengelig fra: eklima.met.no (tilgang ved å sende IP-adresse til servicedesk@met.no) (lest 02.03.2017).
- Mohamad, I. B. & Usman, D. (2013). Standardization and its effects on k-means clustering algorithm. *Res. J. Appl. Sci. Eng. Technol*, 6 (17): 3299-3303.

- Monchamp, M. E., Pick, F. R., Beisner, B. E. & Maranger, R. (2014). Nitrogen forms influence microcystin concentration and composition via changes in cyanobacterial community structure. *PloS one*, 9 (1): e85573.
- Moss, B. (2007). Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it all be about? *Hydrobiologia*, 584 (1): 381-394.
- Moss, B., Kosten, S., Meerhof, M., Battarbee, R., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z. & De Meester, L. (2011). Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1 (2): 101-105.
- Mur, R., Skulberg, O. M. & Utkilen, H. (1999). CYANOBACTERIA IN THE ENVIRONMENT. I: Chorus, I. & Bartram, J. (red.) *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, s. 15-34: World Health Organisation (WHO).
- Naturplan. (2001). Tiltaksplan for biomanipulering av Tunevannet. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av fiskebestanden. 10 s.
- NGU. (u.å.). *Løsmasser*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 17.01.2017).
- NIBIO. (u.å.a). *Jordsmonn - Erosjonsrisiko*: Norsk Institutt for Bioøkonomi. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?X=6581052.23&Y=277367.75&zoom=8&lang=nb&topic=arealinformasjon&bgLayer=graatone_cache&catalogNodes=325&layers=erosjonsrisiko&layers_opacity=0.75 (lest 17.01.2017).
- NIBIO. (u.å.b). *Arealinformasjon - Markslag (AR5) - Arealtype (AR5)*: Norsk Institutt for Bioøkonomi. Tilgjengelig fra: https://kilden.nibio.no/?X=6581052.23&Y=277367.75&zoom=8&lang=nb&topic=arealinformasjon&bgLayer=graatone_cache&catalogNodes=325,25,2&layers_opacity=0.75&layers=ar5_areatype (lest 17.01.2017).
- Nie, L., Lindholm, O., Lindholm, G. & Syversen, E. (2009). Impacts of climate change on urban drainage systems—a case study in Fredrikstad, Norway. *Urban Water Journal*, 6 (4): 323-332.
- Norsk klimaservicesenter. (2017). Klimaprofil Østfold. 8 s.
- NOU 2015:16. *Overvann i byer og tettsteder*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. 272 s.
- Paerl, H. W. & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *SCIENCE-NEW YORK THEN WASHINGTON-*, 320 (5872): 57-58.
- Paerl, H. W., Hall, N. S. & Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409 (10): 1739-1745.
- Paerl, H. W. & Paul, V. J. (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46 (5): 1349-1363.

- Pienitz, R. & Lotter, A. F. (2009). Editorial: Advances in Paleolimnology. *PAGES news*, 17 (3): 92-93.
- Riley, H., Stubhaug, E., Kristoffersen, A. Ø., Krogstad, T., Guren, G. & Tajet, T. (2012). P-gjødsling til grønnsaker: Evaluering og nye anbefalinger. *Bioforsk rapport*, 68/2012: Bioforsk. 44 s.
- Rognstad, O. & Steinset, T. A. (2012). Landbruket i Norge 2011 Jordbruk - Skogbruk - Jakt. *Statistiske analyser*: Statistisk sentralbyrå. 191 s.
- Sarpsborg kommune. (1997). Tunevannet tiltaksplan: Redaktør: Tjernshaugen, I. 17 s.
- Sarpsborg kommune. (2002). Tunevannet - tiltaksplan II (12 februar 2002). 16 s.
- Sarpsborg kommune. (2009). *Notat fra Sarpsborg kommune til Landbruksutvalget*. (Sitert etter Bechman, M., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Haande, S. & Poverud, L. 2016). Upublisert manuskript.
- Schartau, A. K., Skjelbred, B., Edvardsen, H., Fløystad, L., Jensen, T. C., Mjelde, M., Petrin, Z., Saksgård, R. & Sandlund, O. T. (2013). Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2012. *Miljøovervåking i vann*, 2013-4: Miljødirektoratet. 105 s.
- Schartau, A. K. L., Sandlund, O. T., Brabrand, Å., Breistein, J. & Saksgård, R. (1993). Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Tunevannet 1991-1992. Tiltak for å bedre vannkvaliteten, Oppdragsmelding 256: NINA. 1-24 s.
- Schmedling, T. (2008). *Vegen frem til E6 & E18 i Østfold 2008*: Statens vegvesen. 96 s.
- SFT. (1995). Miljømål for vannforekomstene - tilførselsberegninger. SFT TA-1139/1995, SFT-veiledning 95:02. 70 s.
- SFT. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, 97:04: Statens forurensningstilsyn. 31 s.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100 (1): 179-196.
- SSB. (1971). JORDBRUKSTELJINGA 20. JUNI 1969 Østfold. *NORGES OFFISIELLE STATISTIKK*, A 404: Statistisk sentralbyrå. 43 s.
- SSB. (1973). FOLKE- OG BOLIGTELLING 1. NOVEMBER 1970 0130 TUNE. *STATISTISKE KOMMUNEHEFTER*: Statistisk sentralbyrå. 29 s.
- SSB. (1981a). LANDBRUKSTELJING 20. JUNI 1979 ØSTFOLD. *FYLKESHEFTE*: Statistisk sentralbyrå. 79 s.
- SSB. (1981b). FOLKE- OG BOLIGTELLING 1980 0130 TUNE. *KOMMUNEHEFTE*: Statistisk sentralbyrå. 49 s.

- SSB. (1992a). LANDBRUKSTELJING 1. JUNI 1989 HEFTE IV JORDBRUK. *NORGES OFFISIELLE STATISTIKK*, C 24: Statistisk sentralbyrå. 143 s.
- SSB. (1992b). FOLKE- OG BOLIGTELLING 1990 KOMMUNEHEFTE 0130 TUNE: Statistisk sentralbyrå. 46 s.
- SSB. (2015). Samferdsel og miljø 2015. *Rapporter*, 2015/34: Statistisk sentralbyrå. 170 s.
- Strand, D. A., Hagman, C. H. C., Hostyeva, V. & Skogan, O. A. S. (2015). Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2014 med vekt på viktige resultater fra 2014, 6819-2015: NIVA. 16 s.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506 (1): 135-145.
- Teknisk Etat i Tune. (1976). *Tunevannsområdet*. 30 s. Upublisert manuskript.
- Thorsnæs, G. (u.å.). *Tune - tidligere kommune*: SNL. Tilgjengelig fra: https://snl.no/Tune%2Ftidligere_kommune (lest 14.02.2017).
- Thrane, J. E., Kyle, M., Striebel, M., Haande, S., Grung, M., Rohrlack, T. & Andersen, T. (2015). Spectrophotometric analysis of pigments: a critical assessment of a high-throughput method for analysis of algal pigment mixtures by spectral deconvolution. *PloS one*, 10 (9): 24.
- Van Metre, P. C., Wilson, J. T., Fuller, C. C., Callender, E. & Mahler, B. J. (2004). Collection, analysis, and age-dating of sediment cores from 56 U.S. lakes and reservoirs sampled by the U.S. Geological Survey, 1992-2001. *U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report*, 2004-5184. 180 s.
- Vann-nett. (u.å.). *Tunevatnet*. Tilgjengelig fra: <http://vann-nett.no/portal/Water?WaterbodyID=002-3451-L> (lest 17.01.2017).
- Vannforskriften. (2014). Vannportalen. Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/regelverk/vannforskriften/> (lest 26.12.2016).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen av 15. desember 2006 nr. 1446*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (lest 13.03.2017).
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R. (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. *CIS Working Group*, 2 (3): 93.
- Water Framework Directive. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L*, 327: 1-72.

- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology Lake and River Ecosystems*. 3. utg. San Diego: Academic Press. 1006 s.
- Wiik, T. H. & Johansen, P. (2014). *RIKSVEI 1 - tapt og funnet*: Flisby'n Forlag SA. 112 s.
- Yang, X.-e., Wu, X., Hao, H.-l. & He, Z.-l. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9 (3): 197-209.
- Øgaard, A. F. & Pedersen, R. (2016). Kartlegging av fosfor i jord rundt Tunevannet. *NIBIO RAPPORT*, 2(26) 2016: NIBIO. 21 s.

8. VEDLEGG

VEDLEGG 1 – DETEKSJONS- OG KVANTIFISERINGSRENSER

<i>Grunnstoff</i>	<i>P</i>	<i>S</i>	<i>Fe</i>	<i>Pb</i>
<i>Enhet</i>	g/kg tørrstoff	g/kg tørrstoff	g/kg tørrstoff	mg/kg tørrstoff
<i>Deteksjon, LOD in (w/w)</i>	0,000153494	0,047854641	0,003424366	0,057722629
<i>Kvantifisering, LOQ (w/w)</i>	0,000511648	0,15951547	0,011414554	0,192408762

VEDLEGG 2 – TUNE KOMMUNE



Figur I: Avgrensning av gamle Tune kommune per 1992.

Kilde: Eliassen, S. G. 2004. *Tune 1930–1992*. Sarpsborg kommune. 504 s.

VEDLEGG 3 – KJEMISKE ANALYSER OG TOTAL NITROGEN

Nr.	Prøvenr.	År (estimert)	P	S	Fe	Pb	N
	cm		g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg	g/kg
77	71	1882	1	0,94	55	41	5,05
76	70	1884	0,91	0,77	49	36	5,36
75	69	1886	1,1	1	57	42	5,54
74	68	1888	0,84	0,64	45	32	5,51
73	67	1890	1,1	1,3	61	42	5,33
72	66	1892	0,79	0,64	44	28	5,06
71	65	1894	0,9	0,66	48	31	5,11
70	64	1895	0,99	0,84	53	35	4,88
69	63	1897	0,79	0,72	44	29	5,24
68	62	1899	0,94	0,88	50	33	5,36
67	61	1901	0,78	0,82	42	29	4,88
66	60	1903	0,88	0,91	46	31	5,07
65	59	1905	0,73	0,78	40	27	5,03
64	58	1907	0,86	0,85	45	31	4,86
63	57	1909	1	0,89	53	37	4,95
62	56	1911	1	0,98	52	37	4,96
61	55	1912	0,87	0,95	43	32	4,83
60	54	1914	0,71	0,69	35	26	5,00
59	53	1916	0,81	0,81	42	31	5,09
58	52	1918	0,71	0,65	37	26	5,04
57	51	1920	0,82	0,78	45	34	5,09
56	50	1922	0,86	1	48	35	4,82
55	49	1924	0,87	1	47	35	4,67
54	48	1926	0,89	0,94	50	38	4,33
53	47	1928	0,87	0,87	47	35	4,34
52	46	1929	0,89	1	49	37	4,24
51	45	1931	0,84	0,76	47	36	3,99
50	44	1933	0,9	0,87	46	36	4,37
49	43	1935	0,84	0,82	45	36	4,06
48	42	1937	0,84	0,79	46	37	4,15
47	41	1939	0,91	0,94	48	40	4,35
46	40	1941	0,87	0,96	47	40	4,43
45	39	1943	0,88	1	46	42	4,68
44	38	1944	0,87	0,92	46	41	4,27
43	37	1946	0,97	0,96	47	43	4,18
42	36	1948	1,3	1,1	53	50	4,44
41	35	1950	1,2	1,1	46	43	4,70
40	34	1952	1	1,3	46	45	4,49

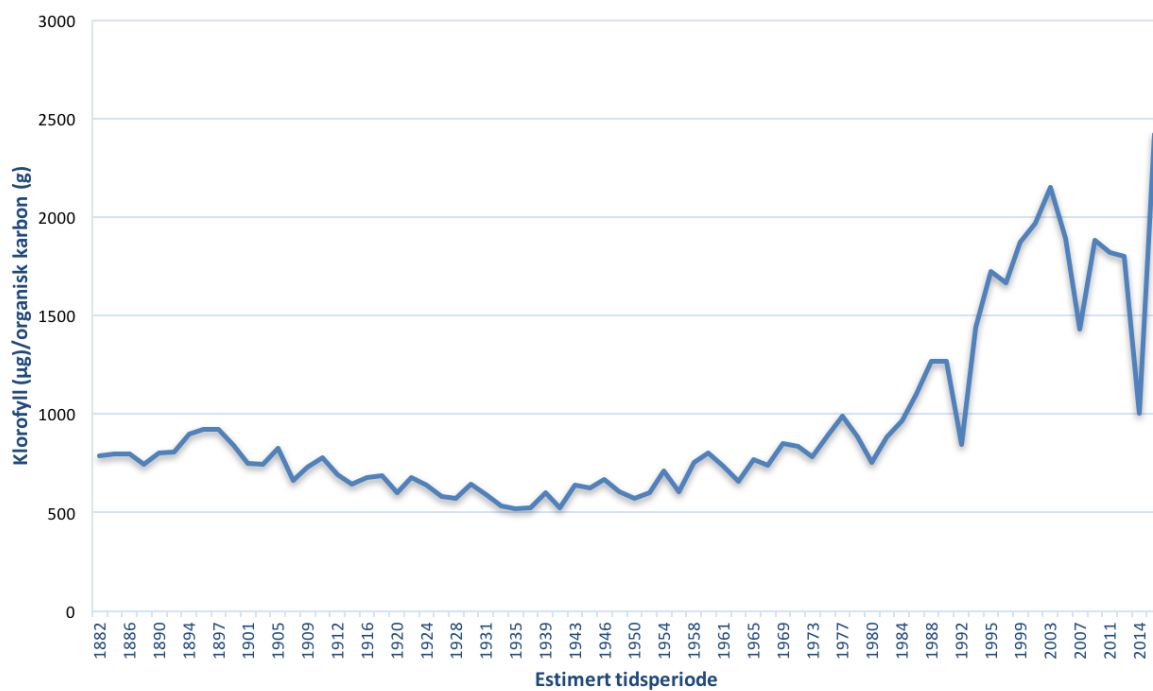
39	33	1954	0,93	1,6	46	46	4,27
38	32	1956	0,93	1,8	46	47	4,29
37	31	1958	0,94	1,9	46	53	2,80
36	30	1960	0,9	2,3	46	61	4,94
35	29	1961	0,93	2,5	45	64	4,73
34	28	1963	0,93	3	46	70	4,99
33	27	1965	0,97	3,4	47	83	5,18
32	26	1967	1,1	3,6	50	110	5,44
31	25	1969	1,1	3,5	48	110	5,13
30	24	1971	1,1	4,4	47	100	5,43
29	23	1973	1	4,7	48	100	5,27
28	22	1975	1,1	5,3	48	100	5,37
27	21	1977	1,1	6,2	48	100	5,75
26	20	1978	1	5,2	47	100	5,14
25	19	1980	1,1	4	47	110	5,38
24	18	1982	1,1	3,7	47	110	5,36
23	17	1984	1,1	3,4	47	120	5,08
22	16	1986	1,2	3,6	50	130	5,32
21	15	1988	1,3	2,6	46	140	5,88
20	14	1990	1,5	2,4	48	150	5,75
19	13	1992	1,5	1,9	44	130	6,29
18	12	1994	2,2	1,8	49	150	6,45
17	11	1995	2	2	48	150	6,75
16	10	1997	2	2	50	150	6,77
15	9	1999	2	2,1	50	150	6,57
14	8	2001	2	1,9	51	150	6,53
13	7	2003	1,6	1,6	41	120	7,27
12	6	2005	2	1,6	50	150	7,33
11	5	2007	1,9	1,5	50	140	7,06
10	4	2009	2	1,6	51	150	6,83
9	3	2011	1,9	1,5	49	140	4,79
8	2	2012	2	1,2	52	140	7,09
7	1	2014	2	0,8	49	130	7,44
6	0	2016	2	1,1	54	140	8,02
5	Blank		<0,0005	<LOD	<LOD	<LOD	
4	Blank		<0,0005	<LOD	<LOD	<LOD	
3	Blank		0,00053	<LOD	<LOD	<LOD	
2	Blank		<0,0005	<LOD	<LOD	<LOD	
1	Blank		<0,0005	<LOD	<LOD	<0,2	

VEDLEGG 4 – TOTAL KLOROFYLL A, MYXOXANTHOPHYLL OG ECHINENONE

Prøvenr.	År (estimert)	Total klorofyll a		Myxoxanthophyll	Echinenone
		µg/g tørrstoff	µg/g org. C	µg/g tørrstoff	µg/g tørrstoff
72	1882	42,20	789,63	0,05	0,00
71	1884	42,94	798,43	0,01	0,00
70	1886	42,89	798,27	0,36	0,00
69	1888	40,80	746,34	0,09	0,00
68	1890	42,03	802,06	0,00	0,00
67	1892	41,72	806,98	0,00	0,00
66	1894	45,19	898,85	0,18	0,00
65	1895	46,14	920,07	0,56	0,00
64	1897	46,53	923,30	0,06	0,00
63	1899	42,30	838,86	0,00	0,00
62	1901	38,66	751,51	0,03	0,00
61	1903	36,96	746,73	0,17	0,00
60	1905	37,45	823,77	0,03	0,00
59	1907	30,08	661,13	0,17	0,00
58	1909	33,44	729,82	0,00	0,00
57	1911	35,28	778,44	0,14	0,00
56	1912	31,96	692,03	0,13	0,00
55	1914	29,14	645,92	0,04	0,00
54	1916	30,46	675,60	0,10	0,00
53	1918	30,40	685,34	0,03	0,00
52	1920	27,93	602,62	0,00	0,00
51	1922	30,35	676,07	0,00	0,00
50	1924	27,79	638,50	0,09	0,00
49	1926	28,68	582,05	0,03	0,00
48	1928	27,88	573,21	0,00	0,00
47	1929	29,95	643,54	0,04	0,00
46	1931	26,75	589,00	0,00	0,00
45	1933	24,54	534,25	0,00	0,00
44	1935	22,60	517,90	0,00	0,00
43	1937	22,52	523,00	0,00	0,00
42	1939	27,49	600,86	0,00	0,00
41	1941	25,26	525,74	0,00	0,00
40	1943	31,49	638,25	0,00	0,00
39	1944	30,21	625,95	0,00	0,00
38	1946	32,51	670,04	0,00	0,00
37	1948	29,19	605,17	0,00	0,00
36	1950	26,88	573,01	0,00	0,00
35	1952	29,53	599,92	0,00	0,00
34	1954	33,33	710,10	0,00	0,00

33	1956	28,64	603,88	0,00	0,00
32	1958	37,62	752,79	0,00	0,00
31	1960	40,90	802,41	0,00	0,00
30	1961	37,81	736,00	0,00	0,00
29	1963	33,00	658,67	0,00	0,00
28	1965	41,32	769,18	0,00	0,00
27	1967	43,13	737,36	0,00	0,00
26	1969	48,64	851,49	0,00	0,00
25	1971	46,41	837,24	0,19	0,00
24	1973	42,52	783,58	0,00	0,00
23	1975	48,01	886,32	0,00	0,00
22	1977	53,17	989,64	0,00	0,00
21	1978	50,34	881,60	0,28	0,00
20	1980	46,48	756,05	0,59	0,00
19	1982	46,29	881,46	0,00	0,00
18	1984	52,66	963,87	0,00	0,00
17	1986	60,24	1100,79	0,00	0,00
16	1988	70,58	1270,04	0,18	0,00
15	1990	81,72	1269,75	0,47	0,00
14	1992	85,45	844,13	1,49	0,00
13	1994	93,40	1442,47	0,00	0,00
12	1995	111,30	1724,34	0,00	0,00
11	1997	114,86	1667,51	0,45	0,00
10	1999	128,51	1874,01	0,62	0,00
9	2001	133,05	1970,66	0,62	0,00
8	2003	142,05	2149,85	0,00	0,00
7	2005	132,46	1890,20	0,42	0,00
6	2007	122,30	1430,23	3,87	0,00
5	2009	135,47	1883,77	0,00	0,00
4	2011	133,09	1821,60	0,00	0,00
3	2012	129,14	1800,72	0,00	0,00
2	2014	117,78	1003,72	2,47	3,79
1	2016	180,56	2420,68	0,00	8,55

VEDLEGG 5 – KLOROFYLL A/ORGANISK KARBON



Figur II: Mengde klorofyll a ($\mu\text{g/g}$ organisk karbon) gjennom sedimentsøylen, oppgitt med estimert tidsperiode på x-aksen (1882–2016).

VEDLEGG 6 – PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS

Eigenanalysis of the Correlation Matrix
64 cases used, 8 cases contain missing values

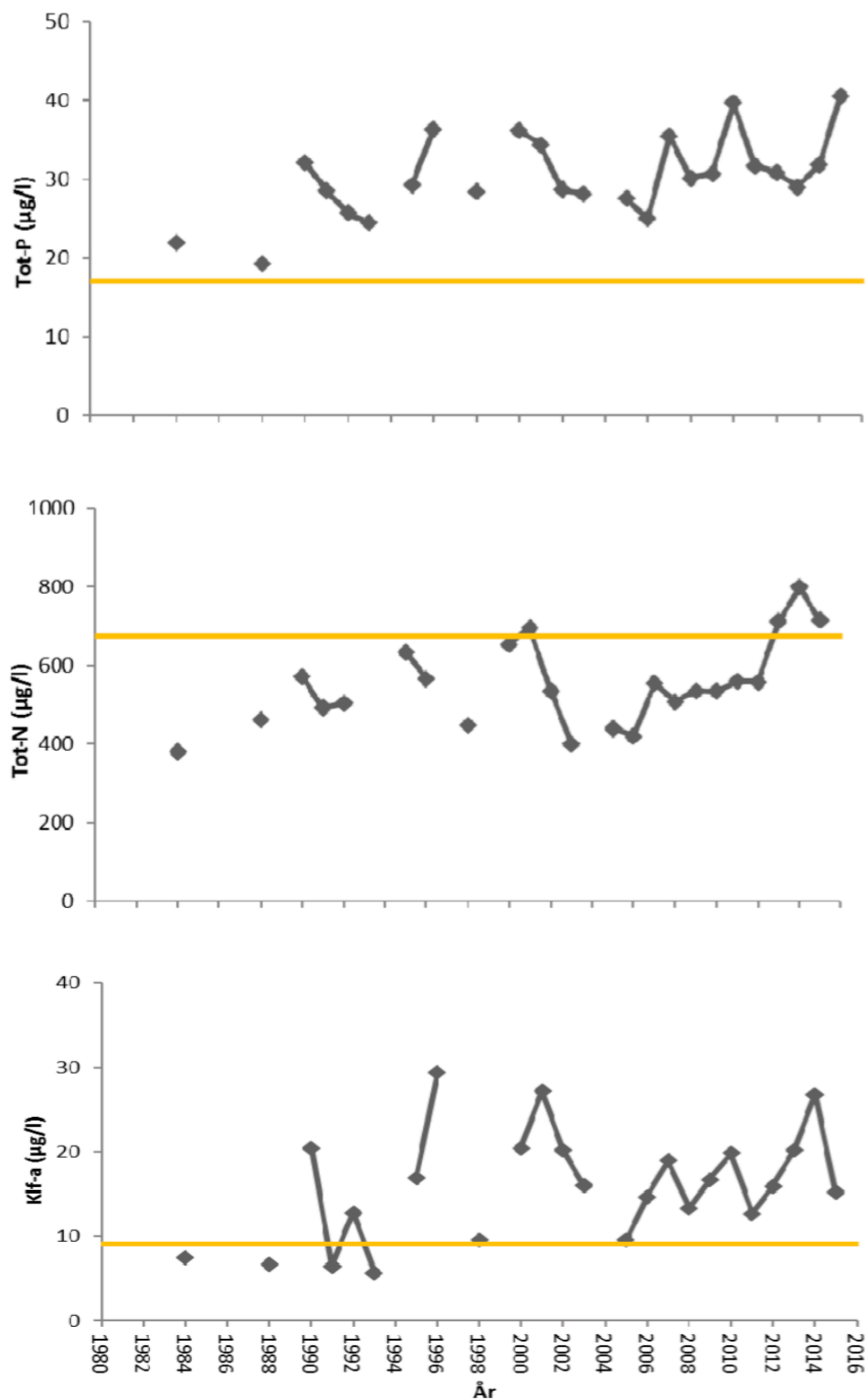
Eigenvalue	5.2441	1.9804	0.8838	0.7522	0.5673	0.3698	0.1139	0.0562
Proportion	0.524	0.198	0.088	0.075	0.057	0.037	0.011	0.006
Cumulative	0.524	0.722	0.811	0.886	0.943	0.980	0.991	0.997

Eigenvalue	0.0273	0.0050
Proportion	0.003	0.001
Cumulative	0.999	1.000

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
År	0.414	-0.078	0.079	-0.098	-0.016	-0.015
Org.C (g)/tørrstoff (g)	0.352	0.164	0.097	-0.253	-0.031	-0.773
Klorofyll (μg)/org.C (g)	0.358	0.184	0.280	0.042	-0.269	0.559
P	0.398	0.221	0.163	0.100	-0.125	0.028
S	0.173	-0.641	0.052	-0.007	0.171	0.016
Fe	0.240	0.030	-0.328	0.883	0.070	-0.162
Pb	0.419	-0.090	0.144	-0.035	-0.169	0.027
Nedb (mm)	0.202	0.084	-0.852	-0.322	-0.287	0.134
Temp ($^{\circ}\text{C}$)	0.271	0.261	-0.116	-0.162	0.874	0.205
S * Precip	0.201	-0.624	-0.097	-0.062	0.049	0.049

Variable	PC7	PC8	PC9	PC10
År	0.741	0.494	-0.112	-0.013
Org.C(g)/tørrstoff (g)	-0.372	0.193	-0.017	-0.033
Klorofyll (μg) /org.C (g)	-0.466	0.394	-0.021	-0.024
P	0.116	-0.616	-0.580	-0.099
S	-0.194	-0.007	-0.289	0.636
Fe	-0.054	0.124	0.070	0.003
Pb	0.117	-0.402	0.742	0.196
Nedb (mm)	-0.050	-0.023	-0.062	0.126
Temp ($^{\circ}\text{C}$)	-0.070	-0.042	0.081	-0.028
S * Precip	-0.142	-0.063	0.017	-0.727

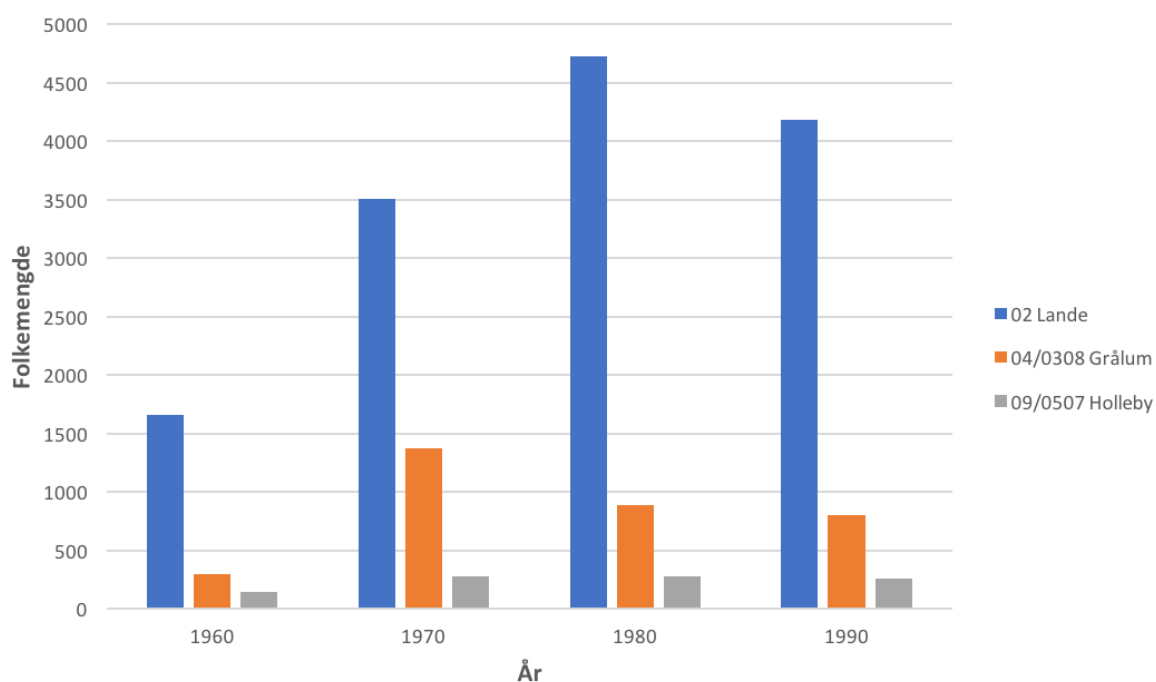
VEDLEGG 7 – TOTAL NITROGEN, TOTAL FOSFOR OG KLOROFYLL A I VANN 1984–2016



Figur III: Total fosfor, total nitrogen og klorofyll a (µg/l) i perioden 1984–2015. Miljøsmål i henhold til vannforskriften for Tunevannet vist med oransje linje.

Kilde: Bechmann, M., Kværnø, S., Turtumøygard, S., Haande, S. & Poverud, L. M. (2016). Evaluering og revidering av tiltaksanalyse for Tunevann. *NIBIO RAPPORT*, 2/115/2016: NIBIO. 53 s.

VEDLEGG 8 – FOLKEMENGDE OG BOLIGUTBYGGING



Figur IV: Folkemengde (antall personer bosatt i kommunen i følge folkeregisteret) i grunnkretsene omkring Tunevannet, Lande i sørøst, Grålum i sørvest og Holleby i nord i 1960, 1970, 1980 og 1990. Merk at kategoriseringen og avgrensning av Grålum ble endret f.o.m. 1980 (krets 04 i 1960 og 1970, deretter 0308). Kategoriseringen og avgrensningen av Holleby ble også endret f.o.m. 1980 (krets 09 i 1960 og 1970, deretter 0507). Grunnkretsene omfatter også områder utenfor nedbørsfeltet, men er ment som en indikasjon på befolkningsutvikling i området omkring Tunevannet.

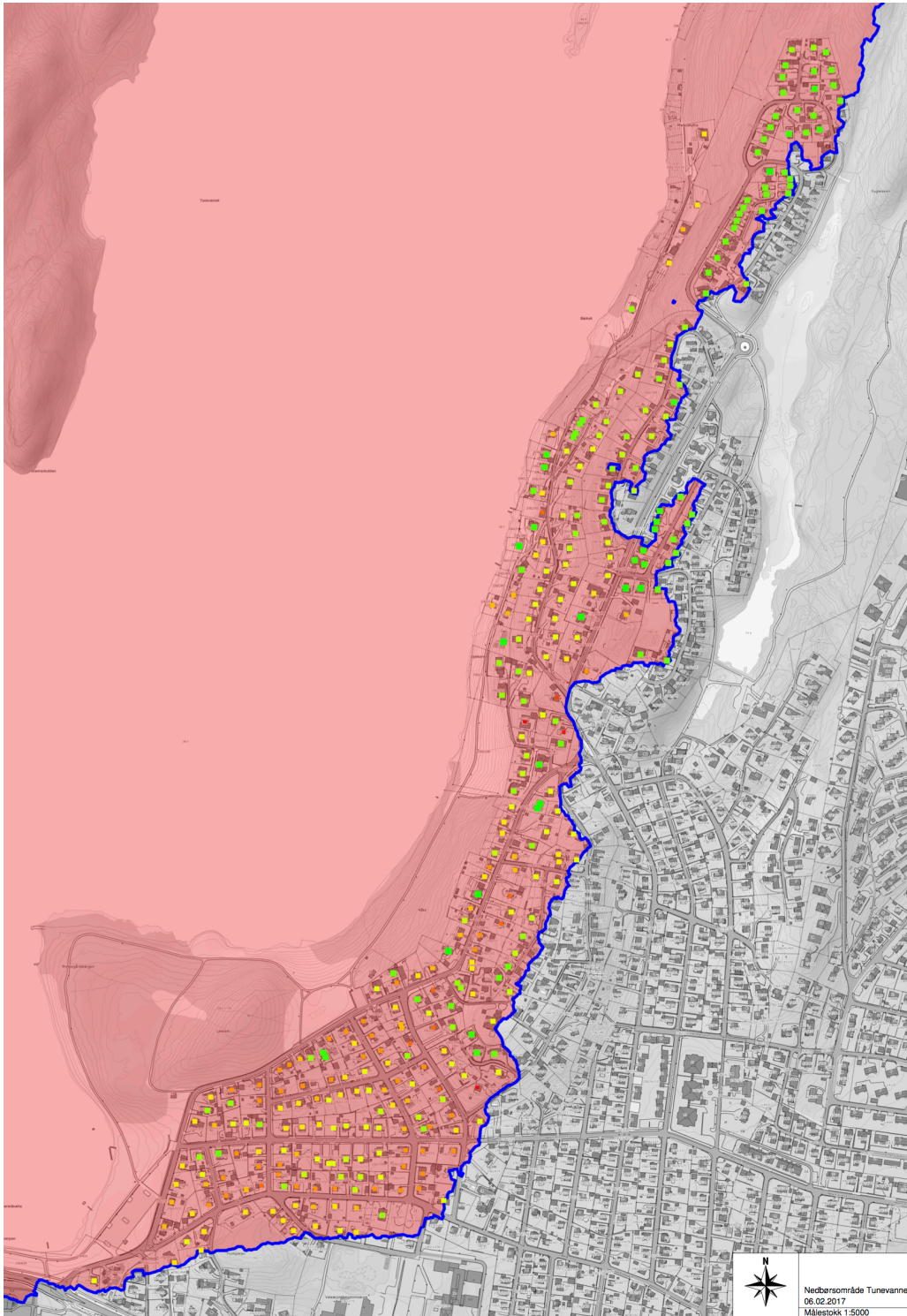
Kilder:

SSB. (1960). FOLKETELLINGEN 1. NOVEMBER 1960 TUNE 0130: Statistisk sentralbyrå. 8 s.

SSB. (1973). FOLKE- OG BOLIGTELLING 1. NOVEMBER 1970 0130 TUNE. STATISTISKE KOMMUNEHEFTER: Statistisk sentralbyrå. 29 s.

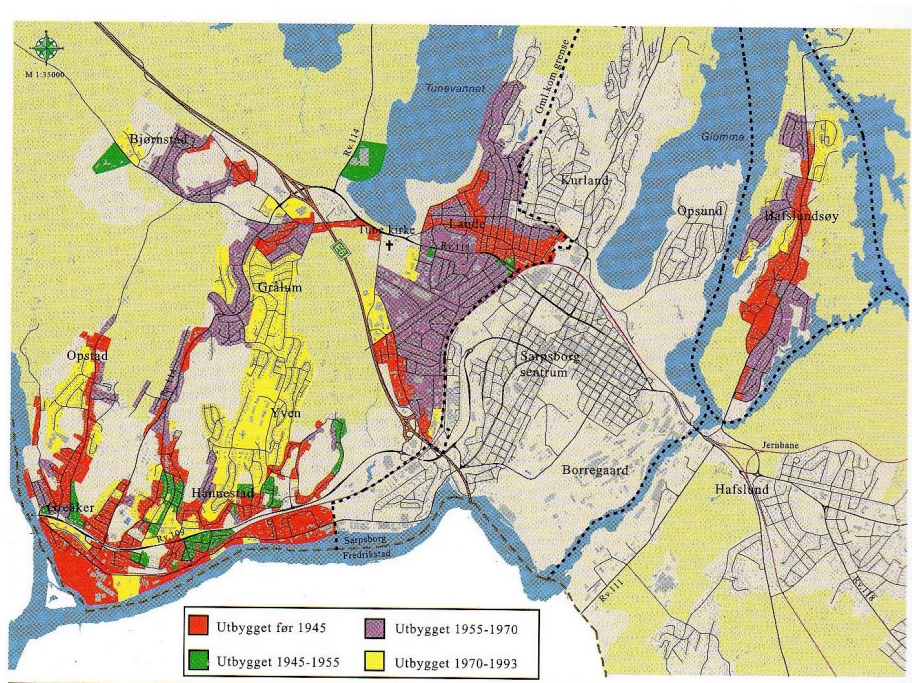
SSB. (1981). FOLKE- OG BOLIGTELLING 1980 0130 TUNE. KOMMUNEHEFTE: Statistisk sentralbyrå. 49 s.

SSB. (1992). FOLKE- OG BOLIGTELLING 1990 KOMMUNEHEFTE 0130 TUNE: Statistisk sentralbyrå. 46 s.



Figur V: Boligutvikling i det mest bebygde området i nedbørsfeltet til Tunevannet, i fargeskala fra rødt (eldst, år 1900) til grønt (nyest).

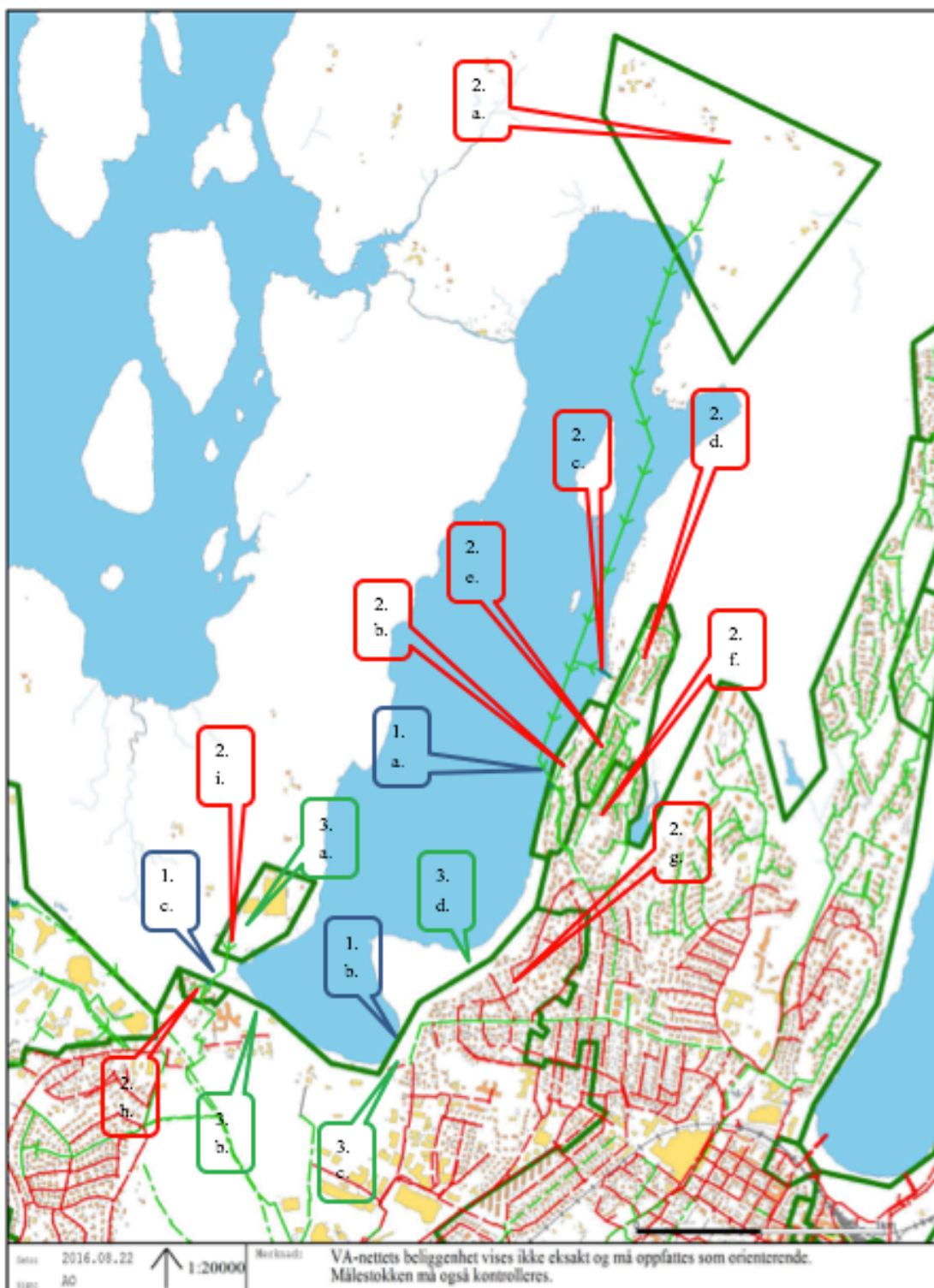
Kilde: Enhet byggesak, landbruk og kart i Sarpsborg kommune, tilsendt via e-post av teamleder Espen Danevad, 03.03.2017.



Figur VI: Tidspunkt for boligutbygging i den sørlige delen av Tunevannet.

Kilde: Eliassen, S. G. (2004). *Tune 1930 - 1992*: Sarsborg kommune. 504 s.

VEDLEGG 9 – KART OVER TUNEVANNET MED AVLØPSSONER



1. Tette flater som dreneres til Tunevannet.

- a) Nedslagsfelt mot KP239 Helgebakken.
Dette feltet drenerer overvannet til Tunevannet.
50 hus a 150 m² = 7500m² Takflate
Asfaltert vei 600m x5m= 3000m² Fast dekk

- b) Parkeringsplass asfaltert 5400m²
- c) Parkeringsplass asfaltert 1800m²

2. Boligutbygging langs Tunevannet

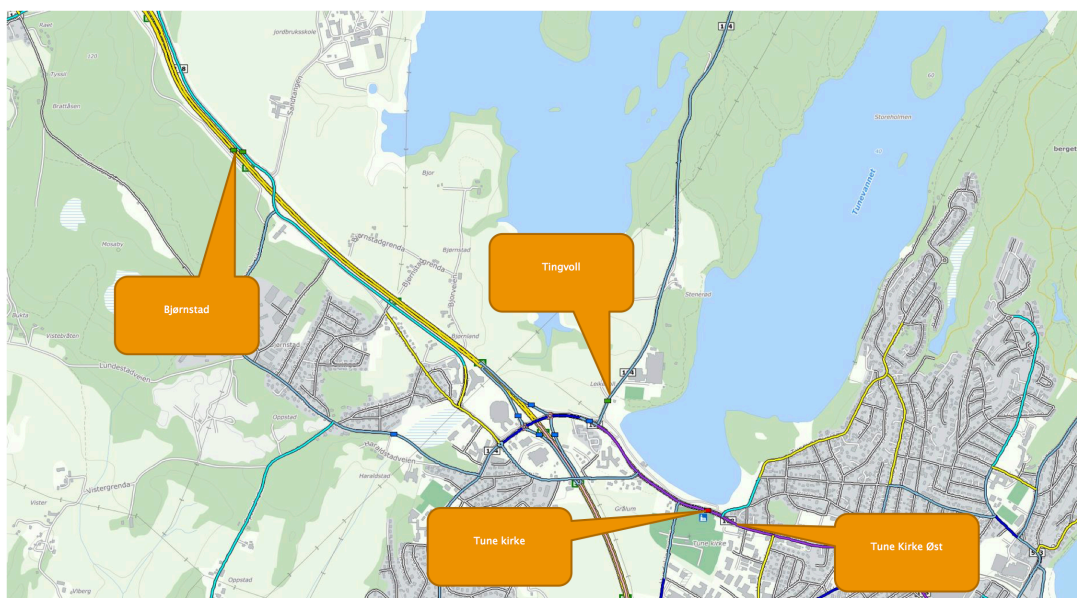
- a) Dette området ble utbygd i 2005, alle ble tilknyttet i 2005.
Det er ikke overvannsystem i området så over vannet blir drenert ut på naturlige måter gjennom infiltrasjon.
- b) VA- ledninger bygd ut 1960. Utbygging i en periode 4 år etter dette.
Denne avløpsonen drenerer overvann direkte til Tunevannet.
- c) VA-ledning ble etablert i 2011 og husene tilknyttet deretter. Overvannet dreneres til tunevannet
- d) VA – ledningene lagt i 1988 naturlig utbygging etter dette.
Overvannet drenerer til Landemyra og videre mot Glomma
- e) VA-ledninger utbygd 1976 naturlig utbygging etter dette.
Overvannet drenerer til Landemyra og videre mot Glomma
- f) VA-ledninger utbygd 1988 naturlig utbygging etter dette.
Overvannet drenerer til Landemyra og videre mot Glomma
- g) VA-ledninger utbygd fra 1930 til 1960. Alt er fellessystem, overvann og avløpsvann ledes mot Brevik og Alvim renseanlegg.
Ledningsanlegget er i dårlig forfatning og er planlagt omlagt fra 2018 til 2021. Det vil da bli separatsystem slik at avløp og overvann går i hver sin ledning. Det er ikke planlagt å lede dette overvannet til Tunevannet.
- h) VA-ledninger utbygd 1976 naturlig utbygging etter dette.
Overvannet dreneres til Tunevannet
- i) VA-ledningen herfra gikk før 2003 til Vestvannet. Det ble da etablert en avløpspumpestasjon som pumper avløpet fra denne bedriften til vårt avløp.
Overvannet går fremdeles til Vestvannet.

3. Gjødsling av grøntområder

- a) Fotballbane ved Elektrolux 8,2 dekar 30kg/dekar 2 ganger i året
- b) Grøntområde ved Roklubben 9.3 dekar 20kg/dekar 1gang på våren.
- c) Grøntområde ved badestrand 7,4 dekar 20kg/dekar 1gang på våren.
- d) Grøntområde ved lækkert 8,3 dekar 20kg/dekar 1gang på våren.

Kilde: Enhet kommunalteknikk ved Sarpsborg kommune, tilsendt av rådgiver Arnfinn Oliverson via e-post 26.10.2016.

VEDLEGG 10 – TRAFIKKDATA



Trafikkmengde - årsverdier - kjøretøy



Fylke: **Østfold**
 Lengdeklasse: **Alle kjøretøy**
 Retning: **Sum begge retninger**

TINGVOLL, FV114 HP 2 Meter 2845 (100149)

År	ÅDT	ÅDT avvik	YDT	YDT avvik	HDT	HDT avvik	SDT	SDT avvik	JDT	JDT avvik
2016	3615	193	3988	209	2779	155	4182	249	4272	254
2014	3025	164	3346	178	2309	132	3369	166	3450	202
2009	3151	167	3498	183	2366	128	3626	178	3729	222
2005	3097	148	3429	160	2343	121	3436	180	3345	178
1999	2652		2882		2208		0		0	
1995	2024		2210		1588		0		0	
1994	1888		2210		1486		0		0	
1993	1920		2088		1667		0		0	
1991	1824		2050		1451					

TUNE KIRKE ØST, FV118 HP 5 Meter 3505 (100214)

År	ÅDT	ÅDT avvik	YDT	YDT avvik	HDT	HDT avvik	SDT	SDT avvik	JDT	JDT avvik
2015	11356	318	12870	348	7934	246	11529	363	10520	373
2009	12262	555	13754	617	8892	411	14110	709	14437	723
2005	12638	387	14262	424	8957	300	13502	475	12772	450
1999	11886		13156		8708		0		0	
1995	10163		11498		7825		0		0	
1994	8859		10313		7041		0		0	
1993	8721		9768		6757		0		0	
1991	10242		11566		7814					

TUNE KIRKE, FV118 HP 5 Meter 3660 (100010)

År	ÅDT	ÅDT avvik	YDT	YDT avvik	HDT	HDT avvik	SDT	SDT avvik	JDT	JDT avvik
2017	14086	524	16065	579	9727	398	14091	571	12480	519
2016	14559	125	16489	139	10225	91	15006	274	13738	343
2015	13889	1	15739	2	9709	0	13328	0	11399	0
2014	13654	12	15480	13	9584	9	12958	17	11176	0
2013	13377	0	15205	0	9352	0	12771	0	11110	0
2012	13202	324	14918	356	9372	248	13458	433	12020	396

ÅDT = Årsdøgntrafikk. Den totale trafikken i et snitt eller på en trafikkløkke i løpet av et kalenderår dividert med antall dager i året.
 YDT = Yrkesdøgntrafikk. Den totale trafikken i et punkt på en trafikkløkke for dagene mandag t.o.m. fredag med unntak de dagene som er definert som helligdager i henhold til Norsk Almanakk (røde dager) dividert på antall yrkesdøgn i løpet av et kalenderår.
 HDT = Helgedøgntrafikk. Den totale trafikken i et punkt på en trafikkløkke for dagene lørdag og søndag pluss alle andre ukedager som er definert som helligdager (røde dager) dividert antall slike dager i løpet av et kalenderår.
 SDT = Sommerdøgntrafikk. Den totale trafikken i et punkt eller på en trafikkløkke i løpet av juni, juli og august dividert med 92.
 JDT = Julidøgntrafikk. Den totale trafikken i et snitt eller på en trafikkløkke i løpet av juli måned dividert med 31.

Kilde: Måledata fra Nasjonal vegdatabank (NVBD), tilsendt via e-post av Tommy Opheim ved Statens vegvesen Region øst, seksjon trafikkdata 09.02.2017.

VEDLEGG 11 – KLIMADATA

År	Nedbør (mm)	Stasjonsnr.	År	Middeltemp.	Stasjonsnr.
1897	892,7	3190	1885	4,7	1500
1898	767,1	3190	1886	4,8	1500
1899	702,5	3190	1887	5,3	1500
1900	881,2	3190	1888	3,5	1500
1901	593,3	3190	1889	5,7	1500
1902	672,6	3190	1890	5,4	1500
1903	888,8	3190	1891	5,0	1500
1904	690,5	3190	1892	4,3	1500
1905	558,3	3190	1893	4,5	1500
1906	553,3	3190	1894	6,1	1500
1907	960,2	3190	1895	4,1	1500
1908	575,1	3190	1896	5,9	1500
1909	961,3	3190	1897	5,4	1500
1910	794	3190	1898	5,5	1500
1911	482,9	3190	1899	5,3	1500
1912	671,6	3190	1900	4,6	1500
1913	549,3	3190	1901	5,4	1500
1914	633,5	3190	1902	3,6	1500
1915	604	3190	1903	5,2	1500
1916	709,5	3190	1904	4,8	1500
1917	786,4	3190	1905	5,5	1500
1918	675,7	3190	1906	5,9	1500
1919	602,8	3190	1907	4,7	1500
1920	944,6	3190	1908	5,3	1500
1921	528,1	3190	1909	4,3	1500
1922	603,6	3190	1910	5,8	1500
1923	789,4	3190	1911	6,1	1500
1924	1002,1	3190	1912	5,2	1500
1925	726,6	3190	1913	6,1	1500
1926	771,2	3190	1914	6,6	17850
1927	1047,6	3190	1915	3,8	17850
1928	854,9	3190	1916	5,6	17850
1929	859,7	3190	1917	4,5	17850
1930	896,8	3190	1918	5,6	17850
1931	670,5	3190	1919	4,3	17850
1932	921,2	3190	1920	5,7	17850
1933	604,9	3190	1921	5,9	17850
1934	976,4	3190	1922	5,4	1230
1935	1002,6	3190	1923	5,6	1230
1936	863,5	3190	1924	6,2	1230
1937	640,3	3190	1925	5,7	1230
1938	769,8	3190	1926	6,5	1230
1939	779	3190	1927	6,0	1230
1940	674,7	3190	1928	6,1	1230
1941	514	3190	1929	5,9	1230
1942	640,05	3190 og 3200	1930	7,7	1230
1943	702,7	3190 og 3200	1931	5,5	1230

1944	832,25	3190 og 3200	1932	7,1	1230
1945	754,25	3190 og 3200	1933	7,4	Gj.snitt av året før og etter
1946	842,1	3190 og 3200	1934	7,7	17050
1947	389,8	3190 og 3200	1935	6,5	17050
1948	894,6	3190 og 3200	1936	6,3	17050 og 1400
1949	869,75	3190 og 3200	1937	5,9	17050 og 1400
1950	911,5	3190 og 3200	1938	7,1	17050 og 1400
1951	922,2	3190 og 3200	1939	5,9	17050 og 1400
1952	682,55	3190 og 3200	1940	4,1	17050 og 1400
1953	785,45	3190 og 3200	1941	3,9	17050 og 1400
1954	973,25	3190 og 3200	1942	3,9	17050 og 1400
1955	548,7	3190 og 3200	1943	6,7	17050 og 1400
1956	624,8	3190 og 3200	1944	6,2	17050 og 1400
1957	729,1	3190 og 3200	1945	6,3	17050 og 1400
1958	676,5	3200	1946	5,8	17050 og 1400
1959	740,2	3200	1947	5,0	17050 og 1400
1960	973,3	3200	1948	6,1	17050, 1400 og 3150
1961	770,5	3200	1949	7,6	17050, 1400 og 3150
1962	1016	3200	1950	6,1	17050, 1400 og 3150
1963	778,9	3200	1951	6,1	17050, 1400 og 3150
1964	826	3200	1952	5,1	17050, 1400 og 3150
1965	884,3	3200	1953	7,1	17050, 1400 og 3150
1966	897,1	3200	1954	5,4	17050, 1400 og 3150
1967	1057,3	3200	1955	5,4	17050, 1400 og 3150
1968	725,6	3200	1956	4,8	17050, 1400, 3150 og 17150
1969	699,2	3200	1957	6,0	17050, 1400, 3150 og 17150
1970	665,7	3200	1958	5,0	17050, 1400, 3150 og 17150
1971	661,7	3200	1959	6,9	17050, 1400, 3150 og 17150
1972	784,4	3200	1960	5,6	17050, 1400, 3150, 17150 og 3070
1973	654,5	3200	1961	6,8	17050, 1400, 3150, 17150 og 3070
1974	819,4	3200	1962	4,9	17050, 1400, 3150, 17150 og 3070
1975	733,3	3200	1963	4,5	17050, 1400, 3150, 17150 og 3070
1976	564,4	3200	1964	5,8	17050, 1400, 3150, 17150 og 3070
1977	742,3	3200	1965	5,0	3150, 17150 og 3070
1978	639,1	3200	1966	4,8	3150, 17150 og 3070
1979	846,7	3200	1967	6,2	3150, 17150 og 3070
1980	791,6	3200	1968	5,3	3150, 17150 og 3070
1981	818	3200	1969	5,6	3150, 17150 og 3070
1982	856,9	3200	1970	4,9	3150, 17150 og 3070
1983	678,9	3200	1971	6,6	3150, 17150 og 3070
1984	869,1	3200	1972	6,4	3150 og 17150
1985	894,6	3200	1973	6,6	3150 og 17150
1986	841,1	3200	1974	7,3	3150 og 17150
1987	955,9	3200	1975	7,7	3150 og 17150
1988	1012,8	3200	1976	6,0	3150 og 17150
1989	711,1	3200	1977	5,7	3150 og 17150
1990	801,6	3200	1978	5,3	3150 og 17150
1991	693,5	3200	1979	4,6	3150 og 17150
1992	819,7	3200	1980	5,3	3150 og 17150
1993	653,9	3200	1981	5,2	3150 og 17150

1994	760,6	3200	1982	6,2	17150
1995	702,5	3200	1983	6,9	17150
1996	596,7	3200	1984	6,4	17150
1997	611,4	3200	1985	3,5	17150
1998	791,7	3200	1986	4,7	17150
1999	1065,3	3200	1987	3,7	17150
2000	1185,6	3200	1988	6,1	17150
2001	861,8	3200	1989	7,4	17150
2002	852,5	3200	1990	7,6	17150
2003	732,4	3200	1991	6,7	17150
2004	872,4	3200	1992	7,4	17150 og 3190
2005	586,6	3200	1993	6,2	17150 og 3190
2006	1050,7	3200	1994	6,4	17150 og 3190
2007	822,5	3200	1995	6,6	17150 og 3190
2008	1026,7	3200	1996	5,3	17150
2009	860,7	3200	1997	7,2	17150
2010	819	3200	1998	6,5	17150
2011	1112,4	3200	1999	7,0	17150
2012	908,5	3200	2000	8,1	17150 og 3190
2013	852,8	3200	2001	6,5	17150 og 3190
2014	1214,9	3200	2002	7,2	17150 og 3190
2015	919,1	3200	2003	7,2	17150 og 3190
2016	606,7	3200	2004	7,4	17150 og 3190
			2005	7,7	17150 og 3190
			2006	7,8	17150 og 3190
			2007	7,8	17150 og 3190
			2008	8,1	17150 og 3190
			2009	7,0	17150 og 3190
			2010	4,7	17150 og 3190
			2011	7,6	17150 og 3190
			2012	6,7	17150 og 3190
			2013	6,9	17150 og 3190
			2014	8,6	17150 og 3190
			2015	8,1	17150 og 3190
			2016	7,6	17150 og 3190

Tabell I: Informasjon om værstasjonene data for nedbør er innhentet fra, Østfold 1897–2016.

Årstall	St.nr.	Navn	Hoh.	Breddegrad	Lengdegrad	Kommune
1897–1957	3190	Sarpsborg	57	59,2852	11,1128	Sarpsborg
1942–2016	3200	Baterød	31	59,3072	11,1338	Sarpsborg

Kilde: Meteorologisk institutt. (u.å.). *eKlima*. Tilgjengelig fra: eklima.met.no (tilgang ved å sende IP-adresse til servicedesk@met.no) (lest 02.03.2017).

Tabell II: Informasjon om værstasjonene data for temperatur er innhentet fra, Østfold og Akershus 1885–2016.

Årstall	St.nr.	Navn	Hoh.	Breddegrad	Lengdegrad	Kommune
1885–1913	1500	Krappeto	105	59,1473	11,6067	Halden
1914–1921	17850	Ås	92	59,6605	10,7818	Ås
1922–1932	1230	Halden	8	59,1223	11,3865	Halden
1934–1960	17050	Råde - Tomb	12	59,3188	10,8145	Råde
1936–1964	1400	Brekke Sluse	114	59,1477	11,5583	Halden
1948–1981	3150	Kalnes	56	59,3153	11,0488	Sarpsborg
1956–2016	17150	Rygge	40	59,3742	10,7980	Rygge
1960–1971	3070	Rød i Råde	34	59,3402	10,8949	Råde
1992–1995 2000–2016	3190	Sarpsborg	57	59,2852	11,1128	Sarpsborg

Kilde: Meteorologisk institutt. (u.å.). *eKlima*. Tilgjengelig fra: eklima.met.no (tilgang ved å sende IP-adresse til servicedesk@met.no) (lest 02.03.2017).



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway