



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

En risikovurdering av skogbranns påvirkning på drikkevannskilden Aurevann

A Risk Assessment of Forest Fire Impact on the
Drinking Water Source Aurevann

Elise Gudbrandsen

Forord

Etter tre år som ansatt i Asker og Bærum Vannverk fikk jeg muligheten til å videreutdanne meg innen miljøvitenskap rettet mot vannforvaltning. Ønsket var derfor stort om å skrive en masteroppgave som omhandlet både vannforvaltning og som samtidig kunne være nyttig for drikkevannsbransjen. Oppgavens *Skogbrann*-tema ble til etter forslag fra Ragnhild Leirset i Godt Vann Drammensregionen og Ingun Tryland i Norsk Vann, som satte søkelys på den manglende informasjonen rundt emnet.

Heldigvis har vi enda ikke opplevd mange store skogbranner i Norge. Jeg håper at denne masteroppgaven kan bidra til å åpne en diskusjon rundt de eventuelle konsekvensene av skogbrann på norske drikkevannskilder og hva som er å forvente av vannkvalitetsendring i råvannskilder med de kommende klimaforandringene.

Jeg vil gjerne takke veilederne mine Ruben A. Pettersen (NIBIO) og Ståle Haaland (NMBU, NIBIO) for god veiledning, spesielt opp mot tampen av innleveringsfrist. Tusen takk til Asker og Bærum Vannverk for å ha gitt meg muligheten til å studere en mastergrad. Sist, men ikke minst, takk til søster Iselin og kollega Trude for fantasisk korrekturlesing og motivasjon.

Sammendrag

Et klima i endring fører til hyppigere ekstremværhendelser som tørke og flom, noe som igjen øker risikoen for skogbrann og påfølgende avrenning. Dette gjør råvannskilder sårbare for vannkvalitetsendringer som kan føre til midlertidig svikt i vannbehandlingsprosessen eller i verste fall gjøre kilden uegnet til drikkevannsproduksjon.

I denne studien ble drikkevannskilden Aurevann i Bærum kommune valgt som caseområde for å vurdere skogbrannpotensialet, identifisere faktorer som påvirker råvannskvalitet etter skogbrann og evaluere vannbehandlingskapasitet til å håndtere skogbrannrelaterte forurensninger. Risikovurderingen viste at tilførsel av næringsstoffer etter brann kan utløse algeoppblomstring, og dermed øke risikoen for forekomst av microcystin i drikkevannet. En økning i naturlig organisk materiale (NOM) forekommer gjerne i påfølgende år etter skogbrann, noe som kan ha stor betydning for vannbehandlingsanleggets renseevne. I tillegg kan forhøyede nivåer av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tungmetaller utgjøre en alvorlig trussel, selv om sannsynligheten er mer usikker.

Konsekvensene vil i stor grad avhenge av brannens omfang, intensitet og tidspunkt på året, samt den hydrologiske tilstanden i nedbørfeltet. Dette understreker behovet for målrettet beredskapsplanlegging. Microcystin fjernes ikke i koaguleringsprosessen, men kan fjernes med aktivt karbon (GAC). Ettersom det er usikkert hvorvidt dagens anlegg kan fjerne PAH, bør det i fremtidig beredskapsarbeid utføres undersøkelser omhandlende dette.

Abstract

A changing climate is leading to more frequent extreme weather events such as drought and flood, which in turn increase the risk of forest fires and subsequent runoff episodes. This makes drinking water sources more vulnerable to water quality changes that can cause temporary failures in the water treatment process or, in worst case, render the source unsuitable for drinking water production.

In this study, the drinking water source Aurevann in Bærum municipality was chosen as a case area to assess forest fire potential, identify factors affecting raw water quality post forest fire, and evaluate the treatment plant's ability to handle forest fire-related contaminants. The risk assessment showed that post-fire nutrient influx can trigger algal blooms, thus raising the risk of microcystin occurring in the drinking water. An increase in natural organic matter (NOM) often follows in subsequent years after a wildfire, which can significantly impact the treatment plant's removal efficiency. Elevated levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals may also pose a serious threat, although the likelihood is more uncertain.

Consequences will largely depend on the fire's extent, intensity and time of year, as well as the hydrological state of the catchment. This underscores the need for targeted contingency planning. Microcystin is not removed in the coagulation process but can be removed with granular activated carbon (GAC). Because it is uncertain whether the current facility can adequately remove PAHs, future preparedness efforts should include investigations specifically addressing this issue.

Liste over figurer

Figur 1: Myklandsvatna fotografert i 2007 før brannen.	9
Figur 2: Myklandsvatna fotografert i 2009, med skogbrannen tydelig markert.	9
Figur 3: Nedbørfeltet til Aurevann (NVE Nevina).	10
Figur 4: Kart over berggrunnen i nedbørfeltet. Syenitt (107), monzodoritt (109) og alkalifeltspatgranitt (101) er dominerende bergarter	11
Figur 5: Aurevanns nedslagsfelt (sort linje) inkluderer hele Trehørningsvassdraget. Skogbrannpotensialet er visualisert med fargekoder, hvor rødt (6) tilsvarer det høyeste skogbrannpotensialet. Kartet er behandlet i QGIS for å markere nedslagsfeltet (generert i NVE Nevina) i kartet for skogbrannpotensiale (mottatt fra Marius Hauglin).	17
Figur 6: Sirkulasjonsperioden i Aurevann i 2018, 2023 og 2024. Grønn, turkis og blå linje representerer temperatur i Aurevann ved ulike dyp. Gul og rød linje er TOC og fargetall. Rosa linje er koliforme bakterier i overflaten av Aurevann, lilla linje er koliforme bakterier som kommer inn i inntaket.	18
Figur 7: Temperaturtrend fra 2017 til 2025. Blå strek representerer lufttemperatur, grønn strek er temperatur på 1 meters dyp, røde strek er ved 5 meters dyp og gul strek er temperaturen ved inntaket.	19
Figur 8: Regresjonsanalyse for TOC og fargetall målt i Aurevann viser god sammenheng mellom parameterne. Basert på månedlige, akkrediterte analyser (2017 til 2025).	20
Figur 9: Klimascenarioanalyse med Representative Concentration Pathways (RCP), som ble introdusert med FNs klimapanelers femte hovedrapport (AR5; IPCC 2014). Scenariene representerer ulike konsentrasjoner av klimagasser (omregnet til CO2-ekvivalenter i atmosfæren).	20
Figur 10: Sammenheng mellom prosentvis endring i TOC og årlig middeltemperaturer i nedbørfeltet basert på gjennomsnittsdata fra Weyhenmeyer & Karlsson (2009). Oransje prikker tilsvarer RCP 4.5 og røde prikker er RCP 8.5. Dagens tilstand er markert med grønn prikk (0% endring).	20
Figur 11: TOC og fargetall i Aurevann fra 2017 til 2025.	21
Figur 12: Turbiditet i Aurevann fra 2017 til 2025 målt både akkreditert og uakkreditert. I 2017, 2018, 2020 og i 2023 under Hans er det registrert enkelttopper for turbiditet, men disse overstiger ikke 2 FNU.	21
Figur 13: Fargetall og nedbør fra uværet Hans (07.-09. august 2023) og ut høsten.	25
Figur 14: Produksjonsmengde per døgn [m3] i 2023 ved Aurevann VBA. Datoer for Hans og to påfølgende døgn med store nedbørsmengder er markert i rødt. Produksjonsmengden ble satt ned etter dette. Om sommeren er det også lav produksjon, men dette er grunnet ferie og lavt vannforbruk.	25

Figur 15: Regresjonsanalyse for fargetall gjennom behandlingsprosessen i 2023. Det vises til en god lineær korrelasjon mellom fargetallet i råvann og i behandlet vann.	26
Figur 16: Fargetallet i Aurevann i 2018.	26
Figur 17: Oppblomstring av <i>Dolichospermum lemmermanii</i> i Byvann, oppdaget 3. juli 2024.	27
Algene oppholder seg i overflaten på dagtid og er her blåst inntil kanten.	27
Figur 18: Konseptuell figur som beskriver dannelse og transport av PAH i forbindelse med skogbrann. PAH kan bli transportert til vannforekomster etter en skogbrann via avrenning fra nedbørfeltet eller via nedbør. Det er kanskje særlig PAH-tilførsler fra nedbørfelt til råvannskilde det er interessant å forstå omfanget av. Figur fra (Kieta mfl., 2022).	32
Figur 19: Benzo(a)pyrene (BaP) er et av mange polysykliske aromatiske hydrokarboner som dannes ved ufullstendig forbrenning ved 300-600 °C. BaP er kreftfremkallende. Grenseverdien for BaP i drikkevannsforskriften er satt til 0,01 µg/L. Figur fra Wikipedia.	33
Figur 20: Økt løselighet (om lag 10x) av Benzo(a)pyrene (BaP) med NOM til stede i vannfasen. Konsentrasjonen av tilsatt organisk karbon er 30 mg C/l. Grafen er kompilert med data fra (Anh mfl., 2018).	33

Liste over tabeller

Tabell 1: Vannkvalitetsparametere med endrede nivåer etter skogbrann. Drikkevannsforskriftens grenseverdi/tiltaksverdi er oppgitt der det finnes, samt vanlig vannbehandlingsmetode.	16
Tabell 2: Råvannskvaliteten vurdert mot FHIs grenseverdier for egnethet som råvannskilde. Parameterne der gjennomsnittet gjør drikkevannet egnet er markert grønt, mens rød markering indikerer at parameteren er utenfor. I tillegg er maks/min-verdier markert i rød skrift der grensene overskrides.	22
Tabell 3: Analyseresultater fra Aurevann råvann i perioden 2017 til 2025. Parameterne som er fremstilt er basert på generelle vannkvalitetsendringer etter skogbrann (Tabell 1).	23
Tabell 4: Analyseresultater fra behandlet drikkevann i perioden 2017 - 2025. Grønn markering indikerer at kravene i drikkevannsforskriften er overholdt.	24
Tabell 5: Beregnet prosentandel av nedbørfeltet som befinner seg innen de ulike indeksene for skogbrannpotensiale.	28
Tabell 6: Spesifikk liste over uønskede hendelser etter skogbrann i Aurevanns nedbørfelt	35
Tabell 7: Forslag til tiltak for hver uønskede hendelse.	39

Akronymer og forkortelser

ABV	Asker og Bærum Vannverk IKS
DBP	Desinfeksjonsbiprodukter
DSB	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap
DV	Drikkevann
FHI	Folkehelseinstituttet
GAC	Granular active carbon
GIS	Geografisk informasjonssystem
NOM	Naturlig organisk materiale
NVE	Norges vassdrags- og energidirektorat
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
ROS	Risiko- og sårbarhetsanalyse
VBA	Vannbehandlingsanlegg

Innholdsfortegnelse

Forord.....	II
Sammendrag.....	III
Abstract.....	IV
Liste over figurer	V
Liste over tabeller	VII
Akronymer og forkortelser	VIII
1 Introduksjon.....	1
1.1 Klimaforandringers effekt på skogbrann	1
1.2 Skogbrann, klimaforandringer og vannkvalitet.....	2
1.3 Utfordringer med vannbehandling	3
1.4 Rammeverk for drikkevannsproduksjon	5
1.5 Problemstilling	5
1.6 Formål	6
2 Metode.....	7
2.1 Skogbrann og vannkvalitet.....	8
2.1.1 Erfaring fra skogbrannen i Mykland.....	8
2.2 Caseområdet Aurevann i Bærum kommune.....	10
2.2.1 Områdebeskrivelse.....	10
2.2.2 Skogbrannpotensiale	12
2.2.3 Kartlegging av kritiske punkter i caseområdet	12
2.2.4 Risikovurdering	13
2.2.5 Modellering av vannkvalitetsendringer	14
3 Resultater.....	15
3.1 Kartlegging av generelle vannkvalitetsendringer etter skogbrann	15
3.2 Farekartlegging av kritiske punkter og sårbarhet i caseområdet	17
3.2.1 Kartlegging av kritiske områder	17
3.2.2 Sirkulasjonsperioder	18
3.2.3 NOM-utvikling i Aurevann	19

3.2.4	Utfordringer med vannbehandling	21
3.2.5	Utvalgte hendelser	24
3.3	Risiko- og sårbarhetsanalyse	28
3.3.1	Vurdering av brannrisiko	28
3.3.2	Identifisering av påvirkning på vannkvalitet.....	28
3.3.3	Vurdering av identifiserte uønskede hendelser	35
3.3.4	Tiltak	39
3.3.5	Overvåking og tidlig varsel	40
4	Diskusjon	42
4.1	Skogbrann og vannkvalitet	42
4.1.1	Tiltak	44
4.2	Metode	44
4.2.1	Valg av metode	44
4.2.2	Styrker og svakheter ved metoden.....	44
4.2.3	Resultater påvirket av metodevalg	45
4.2.4	Skogbrannpotensiale	46
4.3	Risikovurderingens overførbarhet til andre vannverk.....	46
4.4	Videre arbeid og anbefalinger	47
4.4.1	Oppfordring til vannverkseiere	47
4.4.2	Forslag til forbedringer av prediksjon	47
4.5	Avsluttende ord	48
5	Konklusjon.....	50
	Litteratur.....	51

1 Introduksjon

Langvarig tørke, høye temperaturer og vind skaper gode forhold for skogbrann (Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB), 2019). I Norge er 89% av produsert drikkevann hentet fra overflatevann (Nordheim mfl., 2024). En bekymring som har dukket opp internasjonalt de senere år, og nå også i Norge, er hvilken påvirkning skogbrann har på råvannskvalitet når brannen foregår i nedbørsfeltet. Etter at et vannbehandlingsanlegg allerede er på plass, kan en betydelig forringelse av råvannskvaliteten raskt skape utfordringer i vannbehandlingsprosessen, som i verste konsekvens påvirker drikkevannskvaliteten. I skogbrannpåvirkede land finnes flere oversiktsartikler som sammenstiller skogbranns effekter på vannkvalitet i USA (Chen & Chang, 2022; Paul mfl., 2022), Canada og Australia (Smith mfl., 2011). Kompleksiteten til temaet har resultert i artikler som oppfordrer til bedre overvåking av overflatevannkvalitet (Murphy mfl., 2023) og flere forsøk å lage hydrologiske modeller som kan forutsi vannkvalitetsendringer etter skogbrann (Basso mfl., 2020; Nasirzadehdizaji & Akyuz, 2022).

1.1 Klimaforandringers effekt på skogbrann

Tørke kan defineres som fravær av nedbør over tid, som sammen med økt fordampning leder til markvanns- og grunnvannsunderskudd som gir lav vannføring i vassdrag.¹ Selv om det forventes mer nedbør totalt sett i tiden som kommer, indikerer klimascenarioer at nedbøren vil være sesongpåvirket og at markvannsunderskudd i sommermånedene forventes å bli vanligere mot slutten av århundret (Hanssen-Bauer mfl., 2015).

Temperaturtrender viser at det har vært en større økning i minimumstemperatur enn i gjennomsnittstemperatur, noe som fører til mildere vintre, redusert snø- og isdekke samt tidligere og mindre snøsmelteflommer (Hanssen-Bauer mfl., 2015). Dette kan resultere i økt skogbrannfare, spesielt i sommermånedene, etterfulgt av episoder med kraftig nedbør. Så langt har Norge opplevd få store skogbranner (DSB, 2019), men med de pågående klimaendringene er det sannsynlig at dette blir mer vanlig også her (DSB, 2019; Hanssen-Bauer mfl., 2015).

2018 var et bemerkelsesverdig tørt år, med over 2000 registrerte skogbranner i inn- og utmark i Norge². Det var flest skogbranner i Telemark, etterfulgt av Akershus og Østfold. På

¹ <https://www.nve.no/naturfare/laer-om-naturfare/toerke/>

² Statistikk hentet fra brannstatistikk.no

1950-tallet begynte skogbruket å bli mer homogent. Dette, sammen med en stor økning i biomasse som følge av bedre vekstvilkår, har gjort norske skoger svært brannfarlige (Søgaard mfl., 2020).

1.2 Skogbrann, klimaforandringer og vannkvalitet

Etter skogbrann blir det i overflatevann ofte observert en endring i nivåer av suspendert stoff, ionesammensetning og pH, næringsstoffer, naturlig organisk materiale (NOM) og potensielt toksiske stoffer som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tungmetaller (Lydersen mfl., 2014). En skogbranns alvorlighetsgrad defineres som en branns umiddelbare påvirkning på vegetasjon og jord gjennom tap eller dekomponering av organisk materiale (Keeley, 2009). Dette kan oversettes til i hvor stor grad en skogbrann oppnår temperaturer (intensitet) til å brenne opp alle planter på bakken, trær, rotsystemer og jord. Det er observert at vannkvaliteten påvirkes i varierende grad etter skogbrann (McLaughlin mfl., 2013; Rust mfl., 2018). Skogbrannens omfang og intensitet, samt nedbørfeltens egenskaper som topografi, geologi og jordsmonn, er medvirkende årsaker til den ulike responsen i vannforekomstene. Videre vil årstid, hydrologisk regime, forurensningsgrad, samt vannforekomstens oppholdstid og resipientkapasitet kunne innvirke (Hallema mfl., 2018; Haaland mfl., 2010; Lydersen mfl., 2014). Slukkingsprosessen og bruken av vanlige slukkemidler, eller for eksempel brakkvann (som kan øke kationebytte via Na^+ , samt øke konsentrasjoner av Cl^- i vannforekomstene), vil også til en viss grad kunne påvirke kvaliteten på avrenning i forbindelse med en skogbrann.

Endring i vannets kjemi skjer først *etter* en nedbørhendelse som transporterer aske og sedimenter inn i vassdraget. Påvirkningen etter skogbrann kan derfor ha en forsinket effekt avhengig av nedbørhendelser. Det gjenværende vegetasjonsdekket etter brann er avgjørende for hvordan vannkvalitetsendringene blir (Rust mfl., 2019).

Noen studier har funnet at nedbør og brannomfanget har større påvirkning på vannkvalitetsendringer nedstrøms enn hva endret jordkarakteristikk, og dermed infiltrasjon, har (Elliott mfl., 2024). Det et legges derfor ofte vekt på hvor stor andel av nedbørfeltet som har brent.

I boreale områder er det på grunn av lave årsmiddeltemperaturer relativt mye organisk materiale lagret i jordsmonn. Dette alloktont produserte (produsert i nedbørfeltet) organiske materialet gjennomgår mineralisering eller blir bundet opp i nedbørfelt, og bare en liten del blir fraktet ut til overflatevannforekomster (Kaiser & Kalbitz, 2012). De siste tiårene har allikevel en rekke vannforekomster på den nordlige halvkule blitt mørkere på grunn av økte konsentrasjoner av NOM (Monteith mfl., 2007). Fenomenet har blitt kalt for «brownification»

av vannforekomster, og konsentrasjoner av NOM i vannforekomster har også økt i deler av Norge de siste 20-30 årene, særlig i de sørlige delene landet. Hovedårsaken til dette er tilbakegangen av sur nedbør (Haaland mfl., 2010; Monteith mfl., 2007). Mindre sur nedbør påvirker løseligheten av NOM i nedbørfeltet fordi dette reduserer graden av protonering av NOM sine funksjonelle grupper, men også tilsvarende via en lavere konsentrasjon av kationiske løste metaller (som aluminium) i jordvæska. Dette øker overflateladningen på NOM (Haaland pers. med.). Av det blir NOM mer hydrofilt via økt frastøtning mellom NOM-kolloider, noe som fører til redusert flokkulering og koagulering, og NOM får også økt evne til å danne hydrogenbindinger med vann (Haaland pers. med.). Som en konsekvens øker vannløseligheten til NOM, og med det øker også transporten av NOM fra nedbørfeltet til vannforekomster (Hruška mfl., 2009; Haaland mfl., 2009; Tipping & Hurley, 1988).

Det er ikke kun sur nedbør som kan endre konsentrasjonen av NOM i vannforekomster. Et våtere og varmere klima vil kunne bidra til høyere primærproduksjon i nedbørsfeltet, en prosess kalt "greening". Med det kan også våtere klima føre til høyere avrenning av NOM fra nedbørfelt til vannforekomster (Finstad mfl., 2016; Haaland mfl., 2023).

Økt næringsstofftilgang favoriserer oppblomstring av cyanobakterier som *Dolichospermum*, som kan produsere giftstoffer. Generelt påvirkes oppblomstring av cyanobakterier av lystilgang, temperatur og næringsstoffer, hovedsakelig fosfor og nitrogen (Samdal mfl., 2021). Det er i senere år funnet en sammenheng mellom «browning» og undertrykkelse av oppblomstring av cyanobakterier når konsentrasjonen av total fosfor i vannforekomsten er under 100 µg/l (Lyche Solheim mfl., 2024). Undersøkelsen er utført med den hensikt å se hvordan økt næringsstofftilførsel som følge av styrtregn, avrenning og klimaforandringer påvirker eutrofiering av innsjøer. Klare innsjøer med lavt NOM-innhold opplever hyppigere oppblomstring av cyanobakterier, mens brune innsjøer med høy andel humusstoffer ikke får det. Mangel på lystilgang identifiseres som årsaken, da cyanobakterier utkonkurreres av andre miksotrofe alger (Lyche Solheim mfl., 2024). For *Dolichospermum* er korrelasjonen mellom biomasse og toksiner svak, grunnet at toksindannelse er energikrevende.

1.3 Utfordringer med vannbehandling

I 2020 fikk Folkehelseinstituttet (FHI) i oppdrag fra Mattilsynet å vurdere parametere som kan være beskrivende for et overflatevanns egnethet som drikkevannskilde. Resultatet fra denne

undersøkelsen er et notat tilgjengelig fra Mattilsynets nettsider³. Helserisiko deles inn i direkte eller potensiell helserisiko, og utvalget av parametere er indikatorer for disse. Under direkte helserisiko nevnes helsefarlige toksiner som følge av algeoppblomstring. Svikt i vannbehandlingsprosessen utgjør en potensiell helserisiko. En plutselig økning i farge, turbiditet og/eller temperatur kan være et resultat av uforutsette hendelser som følge av erosjon, økt organisk innhold og endret sirkulasjonsperiode. Når en råvannskilde har verdier som gjør den uegnet, er det krav om ytterligere rensetrinn.

Målet med vannbehandling er å levere helsemessig trygt drikkevann. Inaktivering av mikroorganismer og encellede parasitter ved hjelp av UV-bestråling krever at vannet i forkant har blitt renset for større partikler slik at lyset uhindret treffer mikroorganismene og encellede parasitter (Eikebrokk mfl., 2018). Ved bruk av klor som desinfeksjonsmiddel er det også en fare for dannelsen av kreftfremkallende desinfeksjonsbiprodukter (DBP) dersom vannet inneholder mye humus (Eikebrokk, 2012). For anlegg med fargetall over 20 mg Pt/l er det derfor anbefalt å utvide vannbehandlingen med fargefjerning. Ved økt partikkelinnhold i råvannet, både i form av kolloider og turbiditet, vil kapasiteten til et renseanlegg bli lavere, og det kan bli vanskeligere å overholde grenseverdier i drikkevannsforskriften.

Aurevann vannbehandlingsanlegg (VBA) er et fullrenseanlegg som leverer drikkevann fra Aurevann til 65.000 pe. Aurevann VBA er eid av Bærum kommune, og driftet av Asker og Bærum Vannverk IKS (ABV). Drikkevannskilden ble tatt i bruk for første gang i 1960, men det var først i 1999 at ble det bygget et fullrenseanlegg for å fjerne fargen⁴. Over få år på 90-tallet økte fargetallet fra 30 til 60 mg Pt/l.

I driftsavtalen med kommunen er det krav om at Aurevann VBA skal klare å levere 45.000 m³ per døgn, men i perioder med redusert råvannskvalitet er produksjonskapasiteten lavere. Aurevann behandles ved direktefiltrering, der råvannet tilsettes aluminiumsbasert koagulant, flokkuleres og filtreres gjennom et tre-media filter. Lesket kalk brukes til pH-justering. Høyt innhold av NOM er den ledende årsaken til problemer med dagens eksisterende filterdrift ettersom det er naturlig lav turbiditet i råvannet. Dosering av koagulant gjøres derfor etter målt fargetall, som oppgitt i *Norsk Vann rapport 188 Veiledning for drift av koaguleringsanlegg* (Eikebrokk, 2012). Vannbehandlingen består også av to påfølgende desinfeksjonstrinn, UV og klorering. Med utgangspunkt i sårbarheten ovenfor et stort antall

³ <https://www.mattilsynet.no/drikkevannsforsyning/vurdere-ravasskvalitet-i-overflate-og-grunnvasskjelder>

⁴ <https://www.abvann.no/innholdssider/historikk>

mennesker og den geografiske plasseringen i skog er Aurevann et godt utgangspunkt for en case-oppgave omhandlende skogbrann og vannkvalitet.

1.4 Rammeverk for drikkevannsproduksjon

Formålsparagrafen i *Forskrift om vannforsyning og drikkevann* (Drikkevannsforskriften) lyder:

«Formålet med forskriften er å beskytte menneskers helse ved å stille krav om sikker levering av tilstrekkelige mengder helsemessig trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge.» (Drikkevannsforskriften, 2016, §1).

Forskriften pålegger vannverkseier å identifisere farer som må forebygges, fjernes eller reduseres for å møte forskriftens vannkvalitetskrav, og stiller også krav til at tiltak planlegges og gjennomføres. Ett av beskyttelsestiltakene er å forhindre at råvannet forurenses. Norske råvannskilder forvaltes ofte ved å opprette restriksjoner og klausuleringer som begrenser menneskelig ferdsel som et tiltak for å forhindre forurensning (Kleppen mfl., 2020).

Ansvar for drikkevann er fordelt mellom Helse- og omsorgsdepartementet, Mattilsynet og FHI⁵. Mattilsynet, som har ansvar for godkjenning, tilsyn og beredskap, har råvannskvalitet som en av hovedprioriteringene i deres arbeid med drikkevannsforsyning i 2025. Det trekkes frem at klimaendringers påvirkning på råvannskilder legges spesiell vekt på ved tilsyn med farekartleggingen.

1.5 Problemstilling

Den økende sannsynligheten for skogbrann i Norge har skapt en bekymring for hvordan dette kan påvirke drikkevannskilder. Den norske drikkevannsbransjen mangler kunnskap om hvordan vannkvaliteten påvirkes av skogbrann og dette har etterlatt en usikkerhet i hvordan råvannet skal risikovurderes med hensyn til skogbrann. *Norsk Vann Rapport 254 Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder* (Kleppen mfl., 2020) har som mål å veilede kommuner i forvaltningen av nedbørsfeltene til drikkevannskilder ved å presentere ulike faktorer som kan være kilde til forurensning, men har ingen direkte informasjon om skogbrann. Det finnes lite datagrunnlag fra vannkvalitetsendringer etter skogbrann i Norge ettersom det til nå har vært

⁵ <https://www.regjeringen.no/no/tema/helse-og-omsorg/folkehelse/ernaring-og-mattrygghet/mattrygghet-og-drikkevann/id448370/>

få, og spesielt få branner som har omfattet innsjøer. Det oppleves derfor som at problemstillingen er ny for norske vannverk og spesielt relevant for den kommende tiden.

1.6 Formål

Formålet med denne masteroppgaven er å samle kunnskap om klimaforandringer og skogbranns effekter på vannkvalitet, for å sikre at risikovurderinger av overflatevann som drikkevannskilde inkluderer disse faktorene. Oppgaven er ikke ment å være en review, men en risikovurdering av caseområdet Aurevann gjennom å vurdere observerte vannkvalitetsendringer etter tidligere skogbranner og knytte disse opp mot lokale forhold.

Høyt innhold av NOM, målt som fargetall, er i dag den dominerende årsaken til høy belastning på vannbehandlingsprosessen til Aurevann. Hypotesen er at fargetallet i råvannskilden vil øke etter skogbrann og være en begrensning for å kunne overholde kravet til produksjonsmengde. Turbiditet har ikke tidligere vært et problem, men fryktes økt etter mulig erosjon etter skogbrann. Videre er det sannsynlig at økt næringsstofftilførsel gir algeoppblomstring.

Oppgaven søker å (1) kartlegge vannkvalitetsendringer som kan forventes i Aurevann etter en skogbrann og (2) identifisere og vurdere konsekvenser av dette. Denne oppgaven begrenser seg til å se på vannkvalitetsendringer påført av skogbrann som er relevante for renseprosessen av drikkevann.

2 Metode

Oppgaven er gjennomført som en teoretisk risikovurdering av hvordan en skogbrann kan påvirke råvannskvaliteten i Aurevann, som er en viktig drikkevannskilde for Bærum kommune. Høsten 2024 var det ingen skogbranner på Østlandet som muliggjorde empirisk datainnsamling fra vannforekomst, og oppgaven er derfor løst med utgangspunkt i tilgjengelige data og litteraturstudier. Formålet har vært å identifisere potensielle vannkvalitetsendringer etter skogbrann og vurdere hvorvidt Aurevanns vannbehandlingsanlegg er sårbar for disse i henhold til kravene i drikkevannsforskriften.

Metoden er tredelt, og inkluderer:

- **Beskrivelse av caseområdet**

Caseområdet Aurevann beskrives og vurderes med hensyn til skogbrannpotensial og eksisterende vannkvalitet. Det gjennomføres en gjennomgang av innsjøens limnologiske egenskaper og relevante kilder til forurensning i nedbørfeltet. GIS-verktøy er benyttet til å tallfeste brannrisiko i nedbørfeltet basert på NIBIOs indeks for skogbrannpotensiale.

- **Analyse av eksisterende vannkvalitetsdata**

Tilgjengelige vannkvalitetsdata fra perioden 2017–2025 er bearbeidet og analysert for å kartlegge normalverdier, utfordringer og kritiske sårbarheter. Klimamodell for fremtidig NOM-utvikling er tatt med.

- **Referansegrunnlag og risikovurdering**

Internasjonal og nasjonal litteratur er benyttet for å identifisere påvirkning på vannkvalitetsparametere etter skogbrann, med særlig vekt på erfaringene fra skogbrannen i Mykland. En risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS) vurderer helhetlige konsekvenser av skogbrann i Aurevanns nedbørfelt.

Selv om metoden er teoretisk, legger den til rette for en strukturert vurdering av problemstillingen. Den gir samtidig et solid grunnlag for å drøfte behovet for beredskap og forebyggende tiltak ved framtidige skogbranner.

2.1 Skogbrann og vannkvalitet

Vannkvalitetsendringer etter skogbrann er dokumentert i få tilfeller i Norge, med unntak av skogbrannen i Mykland (Høgberget, 2010). Fra utlandet, da spesielt USA, Canada og Australia som har vært utsatt for skogbrann i flere år, er allerede skogbrannrelaterte vannkvalitetsendringer godt studert (Paul mfl., 2022; Smith mfl., 2011).

Selv om det tidvis oppsummeres relevante parametere som er viktig å følge opp etter skogbrann, for eksempel i Sveriges Livsmedelsverket⁶ og United States Geological Surveys⁷, oppleves det fremdeles mangelfullt med tanke på å helhetlig kunne vurdere om alle effektene er sannsynlige for egen råvannskilde.

Artikler har vært søkt etter i Google Scholar, NMBUs biblioteksdatabase Oria, Research Gate og Elsevier. Skogbrann blir omtalt som «forest fire», «wildfire», «wildland fire» og «bushfire» på engelsk. Søkekombinasjoner som blant annet har blitt benyttet er:

- «water quality» AND («forest fire» OR «wildfire» OR «wildland fire» OR «bushfire»)
- «suspended solids» AND («forest fire» OR «wildfire» OR «wildland fire» OR «bushfire») AND «drivers»
- «PAH» AND («forest fire» OR «wildfire» OR «wildland fire» OR «bushfire»)

Vanlige vannkvalitetsendringer etter skogbrann ble oppsummert i en tabell sammen med gjeldende grenseverdi for parameteren i drikkevannsforskriften og kjent vannbehandlingsmetode.

2.1.1 Erfaring fra skogbrannen i Mykland

Skogbrannen i Mykland i Froland kommune i 2008 er den største skogbrannen i Norge i nyere tid (DSB, 2019). Brannen varte fra 9. til 23. juni. Totalt brant 26.000 dekar (Høgberget, 2010). Mykland er et innsjørikt område, bestående av mange tjern og små innsjøer, og er upåvirket av jordbruk. Området består ellers av skog, våtmark og lite vegetert mark⁸.

I mer enn fire år etter brannen fulgte NIVA opp de kjemiske og biologiske endringene i brannområdet vassdrag, som først ble presentert i Høgbergets rapport (Høgberget, 2010)

⁶ <https://www.livsmedelsverket.se/foretagande-regler-kontroll/dricksvattenproduktion/skogsbranders-paverkan-ravatten>

⁷ <https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/water-quality-after-wildfire#overview>

⁸ Kilden.no, kartlag fra Miljødirektoratet for hovedøkosystemer.

og deretter i Lydersen mfl. (Lydersen mfl., 2014). Det ble tatt prøver fra flere innsjøer hvor hele nedbørfeltet brant, deriblant vannforekomstene Hundsvatn og Rasvassvatn.



Figur 1: Myklandsvatna fotografert i 2007 før brannen.



Figur 2: Myklandsvatna fotografert i 2009, med skogbrannen tydelig markert.

Responsen i vannkvalitet etter skogbrannen i Mykland varierte i innsjøene. De største kjemiske endringene inntraff etter de første nedbørhendelsene i etterkant av skogbrannen, på sensommeren og høsten samme år. Studien fant at innsjøenes oppholdstid, samt hvor vannmettet nedbørfeltet var i forkant av en ny nedbørhendelse, var avgjørende for når de store kjemiske endringene inntraff. I Hundsvatn, som har stort nedbørfelt (catchment, CA) i forhold til innsjøarealet (lake, LA) (CA:LA=18), ble de største endringene registrert (Lydersen mfl., 2014).

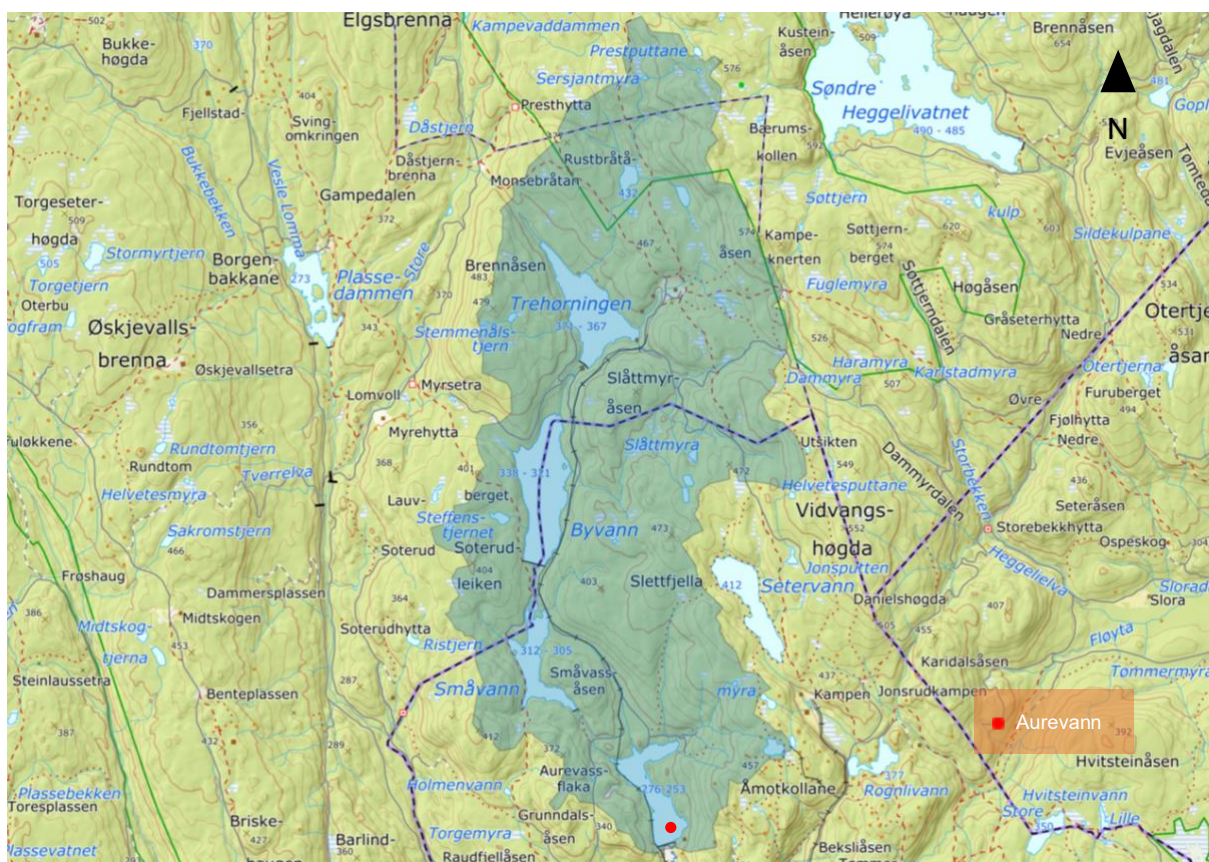
Etter første nedbørshendelse og de påfølgende to månedene steg nivåer av ioner, da spesielt sterke syreanioner som klorid (Cl^-) og sulfat (SO_4^{2-}), som gjorde at områder med allerede lav syrenøytraliserende kapasitet (acid neutralizing capacity (ANC)), fikk ytterligere nedgang i bufrende egenskaper. Påfølgende ble det observert en nedgang i pH og økt konsentrasjon av aluminium. Næringsstoffer i form av nitrogen (N) og fosfor (P) økte etter brannen, for å så å bli redusert over de kommende årene. TOC sank etter brannen, men økte gradvis de påfølgende årene. De mest drastiske endringene forekom det første året, og innen fire år etter brannen var vannkvaliteten tilnærmet gjenopprettet. Skogbrannen ble kategorisert som en skogbrann med høy intensitet (Lydersen mfl., 2014).

Ettersom Myklandsbrannen er den største og best dokumenterte skogbrannen i Norge med tanke på vannkvalitet, er denne brukt som hovedreferanse i vurdering av parametere som kan påvirkes av brann i Aurevanns nedbørfelt.

2.2 Caseområdet Aurevann i Bærum kommune

2.2.1 Områdebeskrivelse

Aurevann er en drikkevannskilde som befinner seg i Bærum kommune. 65 % av Bærum's befolkning mottar drikkevann produsert fra denne kilden⁹. Innsjøens areal er 0,23 km², er 22 meter på det dypeste og har en teoretisk oppholdstid på 47 døgn ved høyeste regulerte vannstand (HRV) 275,5 m.o.h. Nedbørfeltet har et areal på 15,5 km² og inkluderer hele Trehørningsvassdraget som strekker seg over i Hole kommune, se Figur 3. Trehørningen mottar igjen vann fra Søndre Heggelivann via tunnel.



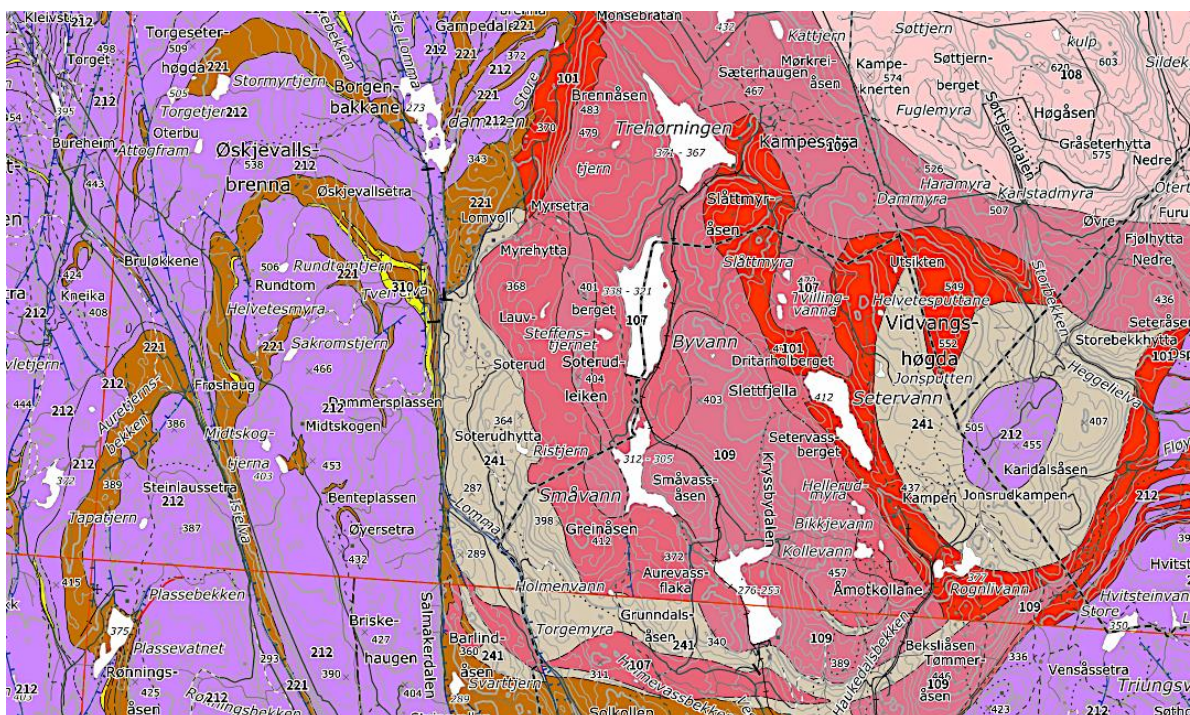
Figur 3: Nedbørfeltet til Aurevann. Trehørningsvassdraget starter med Trehørningen i nord, deretter kommer Byvann, Småvann og til sist Aurevann. Nedbørfeltet er generert med NVE Nevina.

Trehørningsvassdraget består av Aurevann, Småvann, Byvann og Trehørningen. Alle vannene i vassdraget er regulert med demning. Det er restriksjoner for rekreasjon ved alle fire vannene, som inkluderer forbud mot å bade, bruke båt eller overnatte i nærhet til innsjø eller tilknyttet bekk. Det er også forbudt å fiske i Aurevann. Skogen rundt er privateid, og det finnes lite bebyggelse. Øst for Trehørningen i Hole kommune ligger Kampesetra.

⁹ <https://www.abvann.no/temasider/vannbehandling>

Kampesetra står oppført med ni bygninger på Kartverket.no¹⁰, hvorav tre av disse er boliger og ett er våningshus. ABV tar regelmessige mikrobiologiske prøver av innløpsbekken som går forbi Kampesetra for å avdekke eventuelt avløpsutslipp. Ellers finnes det en koie øst for Aurevann mot Åmotkollane.

Aurevann er en svakt sur, næringsfattig og humusrik innsjø i et kalkfattig område. Berggrunnen i nedbørfeltet består av syenitt, monzodoritt og alkalifeltspatsyenitt (Figur 4). Råvannet har et gjennomsnittlig fargetall på 60 mg Pt/l, som varierer fra 45 mg Pt/l i sommermånedene til 80 mg Pt/l ellers. Aurevann har stabilt lav turbiditet.



Figur 4: Kart over berggrunnen i nedbørfeltet. Syenitt (107), monzodoritt (109) og alkalifeltspatsyenitt (101) er dominerende bergarter (Kilde: NGU, kart over mineraler, metaller og naturstein).

I nedslagsfeltet er det vekslende furu- og granskog i nedslagsfeltet¹¹. Aurevann og de andre vannene i Trehørningsvassdraget er dimiktiske innsjøer. I to perioder hvert år vil innsjøtemperaturen være lik i hele vannmassen. Dette vil tillate at vinden kan sirkulere vannmassene. Oksygen og næringsstoffer tilføres til de lavere lagene, og i en forurensningssituasjon vil også forurensningen kunne spre seg ned til inntaket. Resten av året er innsjøen lagdelt i det som kalles sommerstagnasjon og vinterstagnasjon.

¹⁰ <https://seeiendom.kartverket.no/eiendom/3310/187/12/0/0>

¹¹ Kilden.no (Kartlag: Skogressurskart, treslag)

2.2.2 Skogbrannpotensiale

NIBIOs kart over skogbrannpotensiale er en geografisk analyse for brannpotensiale i skog. Denne analysen oppgir hvorvidt området har potensiale for å fortsette å brenne, dersom det allerede er startet en brann. NIBIOs kart for skogbrannpotensiale vurderer forhold som treslag, bonitet, volum og middelhøyde, hellingsgrad, hellingsretning, samt justeringer for markfuktighet og høyde over havet (Hauglin & Storaunet, 2021). Kartet er offentlig tilgjengelig i DSBs kartløsning¹² og dekker foreløpig Sørøst-Norge. Det er sist oppdatert 25.08.2020.

For å kunne vurdere brannrisiko ble det beregnet hvor stor andel av Aurevanns nedbørfelt som befinner seg innenfor hvilke indekser for skogbrannpotensiale ved hjelp av geografisk informasjonssystem (GIS), da dette ikke fremkommer i den offentlig tilgjengelige kartløsningen. Kartet for skogbrannpotensiale i raster-format ble mottatt fra Marius Hauglin i NIBIO den 05.02.2025. Nedbørfeltet ble generert med NVEs tjeneste Nevina¹³. I QGIS ble funksjonen «Zonal Histograms» under «Raster analysis» benyttet, med skogbrannpotensiale som rasterlag og nedbørfeltet som vektorlag. Dette produserte et nytt vektorlag med en attributttabell som oppga hvor mange pixler av hver indeksverdi som er innenfor polygonet (nedslagsfeltet). Hver pixel i kartlaget *skogbrannpotensiale* tilsvarer et område på 16 x 16 meter (Hauglin og Storaunet, 2021). Resultatene fra histogrammet ble derfor multiplisert med 256 m² for å få arealet på hver indeksverdi. Arealet som tilsvarte vann ble trukket fra det totale nedbørfeltarealet for å kun vurdere landområdene. Disse verdiene ble så dividert på landområdene i nedslagsfeltet for å bestemme prosentandelen.

2.2.3 Kartlegging av kritiske punkter i caseområdet

Bearbeiding av datasett

Analyseresultater fra 2017 til mars 2025 i ABVs rapporteringsdatabase har blitt gjennomgått og bearbeidet. Utliggere funnet i akkrediterte resultater fra råvannsprøver har blitt sammenliknet med innrapporterte verdier i MATS-registreringen (årlig innrapportering til Mattilsynet ihht. drikkevannsforskriften) og, hvis tilgjengelig, uakkrediterte analyseresultater fra driftslaboratoriet. Utliggere er fjernet der det foreligger kommentar om analysefeil eller funn av partikulært materiale i prøven som skal ha påvirket resultatet, eller hvis driftslaboratoriet har registrert normale verdier på samme dag.

Registreringer for produsert vannmengde ble også bearbeidet. Tomme dager (utfall av instrument grunnet strømbrudd el.) eller dager som hadde 0 m³ (midlertidig stans i

¹² <https://kart.dsb.no/>

¹³ <https://nevina.nve.no/>

produksjon som følge av vedlikehold) ble tatt ut for å ikke få feil beregning i gjennomsnitt-, maks- og minimumsverdier.

Utfordringer med vannbehandlingen

Uten faktiske registrerte vannkvalitetsendringer etter brann i Aurevanns nedbørfelt ble utfordringer med vannbehandlingsprosessen vurdert ut ifra andre registrerte vannkvalitetshendelser. For å finne scenarioet som kan gi størst mulig konsekvenser for vannbehandlingsprosessen ble trender for endret råvannskvalitet sett i sammenheng med vannkvalitet i produsert drikkevann. Dette ble også benyttet til å vurdere anleggets evne til å fjerne parametere forbundet med skogbrann.

Kartlegging av sirkulasjonsperioder

Temperaturen i Aurevann logges kontinuerlig ved 1 meters dyp, 5 meter og i råvannet i inntaket. Disse verdiene er benyttet til å visualisere lagdeling i Aurevann (i vannsøylen over og ned til inntaket). I samme graf er det lagt inn verdier for fargetall, TOC, koliforme bakterier i overflaten og koliforme i inntaksvannet for å illustrere sirkulering av vannmassene.

Regresjonsanalyser

Det er utført en regresjonsanalyse på akkrediterte analyseresultater for TOC og fargetall for å vise sammenhengen mellom de to parameterne, ettersom litteratur stort sett benytter TOC som variabel for å beskrive NOM. Python har blitt benyttet til dette, med bibliotekene Statmodels og NumPy for beregning av lineær regresjon, varians og Pearson korrelasjonskoeffisient.

Tilsvarende har blitt utført på analysedata fra fargetall i behandlet vann og råvann i 2023, for å vise korrelasjon mellom fargetallsøkning i Aurevann og kvaliteten på behandlet drikkevann.

2.2.4 Risikovurdering

Arbeidet ble innledet med å identifisere hvilke vannkvalitetsendringer som er dokumentert etter skogbrann, basert på internasjonal litteratur og spesielt erfaringene fra skogbrannen i Mykland. Disse ble vurdert opp mot lokal kunnskap og registrerte forhold ved Aurevann, med særlig fokus på innsjøens kjemiske og hydrologiske egenskaper, samt anleggets vannbehandlingskapasitet.

Basert på denne vurderingen ble det utarbeidet en spesifikk liste over uønskede hendelser som kan tenkes å oppstå som følge av skogbrann i Aurevanns nedbørfelt. Hver hendelse ble deretter vurdert med utgangspunkt i kriterier oppgitt i Mattilsynets *Veiledning i økt sikkerhet*

og beredskap i vannforsyning, hvor det for hver enkelt hendelse er gjort en kvalitativ vurdering av:

- Sannsynlighet for at hendelsen inntreffer
- Konsekvenser for vannkvalitet og/eller leveransesikkerhet
- Samlet risiko

Analysen tar høyde for dagens driftssituasjon og eksisterende beredskapstiltak, og har som mål å avdekke sårbarheter som bør adresseres i videre forvaltning.

2.2.5 Modellering av vannkvalitetsendringer

Nedbør-avløpsmodellen SWAT+ (Soil and Water Assessment Tool)¹⁴ ble vurdert benyttet til å simulere vannkvalitetsendringer i Aurevann. Dette er en modell som krever store mengder inngangsverdier for å kunne benyttes. Modellen ble forkastet da det ikke fantes nok målinger for de ulike parameterne, og resultatene hadde stor usikkerhet.

I et både varmere og våtere klima antas det som nevnt at vi får en «greening» av nedbørfeltet med påfølgende økt avrenning av NOM (Finstad mfl., 2016). For å vurdere hvordan klimaendringer vil kunne påvirke konsentrasjonen av NOM i Aurevann, har en enkel fremgangsmåte tilsvarende en NOM-prediksjon for Glitre vannverk blitt benyttet (Hansen, 2021). I Glitres nedbørfelt, som ligger om lag 25 km vest for Aurevann, ble en enkel modell for prediksjon av NOM (med parametere som temperatur, avrenning og vannkjemi) i en bekk med tilsvarende fargetall som for Aurevann (i et felt med tilsvarende hydrologisk regime), funnet å stemme godt overens med et empirisk datasett fra flere tusen svenske innsjøer (Hansen, 2021; Weyhenmeyer & Karlsson, 2009). Det svenske datasettet viser som den enkle NOM-modellen en ikke-lineær sammenheng mellom endringer i NOM-konsentrasjon (målt som TOC) i vannprøver og nedbørfeltets lufttemperatur (årsmiddel). Det var ikke tilsvarende data for å kjøre den samme NOM-modellen for Aurevann som for Glitre, men med NOM-modellens gode overenstemmelse med det svenske empiriske datasettet har dette datasettet blitt benyttet for å predikere fremtidige NOM-konsentrasjoner i Aurevann.

¹⁴ SWAT+: <https://swat.tamu.edu/>

3 Resultater

Resultatene fra oppgaven presenteres som en teoretisk ROS av hvordan en fremtidig skogbrann kan påvirke Aurevann som drikkevannskilde. Analyseobjektet er avgrenset til nedbørfeltet, råvannskilden, råvannsinntaket og vannbehandlingsens koagulering- og filtreringstrinn. Arbeidet bygger på litteraturstudier, historiske vannkvalitetsdata, klimamodeller og referansehendelser fra Aurevann og Mykland.

Kapittelet er strukturert i to hoveddeler:

1. **Farekartleggingen** identifiserer generelle vannkvalitetsendringer etter skogbrann, kritiske områder og sårbare perioder
2. **Risikovurderingen** identifiserer mulig påvirkning i Aurevann, og vurderer deretter hvor sårbart anlegget er for denne påvirkningen

For å kartlegge respons i nedbørfeltet som kan være kritiske for vannbehandlingsanlegget er det er valgt ut to hendelser som vurderes som representative for et tenkt skogbrannforløp, samt de kommende klimaforandringene. Sommeren 2018 ble regnet som et ekstremt tørt år og er et bilde på nedbørfeltets hydrologiske status i forkant av en skogbrann. Ekstremværet *Hans* og den påfølgende høsten i 2023 representerer fremtidens nedbørhendelser som via avrenning kan frakte forurensning til råvannskilden.

3.1 Kartlegging av generelle vannkvalitetsendringer etter skogbrann

I Mykland (Høgberget, 2010; Lydersen mfl., 2014) og andre review-artikler (Chen & Chang, 2022; Paul mfl., 2022; Rust mfl., 2018; Smith mfl., 2011) er det funnet en rekke vannkvalitetsparametere som har endrede nivåer etter skogbrann. Som en del av forarbeidet til risikovurderingen er disse sammenstilt i Tabell 1, sammen med tilhørende grenseverdi i drikkevannsforskriften og foreslått vannbehandlingsmetode for redusering eller justering. Disse vannkvalitetsparametere danner grunnlaget for videre identifisering av forventede endringer i Aurevann etter en skogbrann (en basisliste over mulige vannkvalitetsendringer).

Tabell 1: Vannkvalitetsparametere med endrede nivåer etter skogbrann. Drikkevannsforskriftens grenseverdi/tiltaksverdi er oppgitt der det finnes, samt vanlig vannbehandlingsmetode.

Parameter	Grenseverdi drikkevannsforskriften	Vannbehandlingsmetode	Eksempelstudie
pH	6,5-9,5*	pH-justering med syre/base	(Lydersen mfl., 2014)
Alkalitet	(Ingen)		(Lydersen mfl., 2014)
Turbiditet	1 FNU (0,2)	Koagulering-filtrering, membran	(Chen & Chang, 2022)
Konduktivitet	250 mS/m (25°C)*		(Paul mfl., 2022)
Temperatur	(Ingen)		(Chen & Chang, 2022)
Smak	Akseptabel for abonnent, ingen unormal endring	GAC	(Paul mfl., 2022)
Lukt	Akseptabel for abonnent, ingen unormal endring	GAC	(Paul mfl., 2022)
Organisk innhold			
TOC		Koagulering-filtrering	(Lydersen mfl., 2014)
PAH	0,01 µg/l**	Biologiske behandlingsmetoder, biokull, GAC, koagulering	(Kieta mfl., 2022)
Næringssalter			
Fosfat (PO ₄ ³⁻)			(Rust mfl., 2018)
Nitrat (NO ₃ ⁻)	50 mg/l		(Rust mfl., 2018)
Nitritt (NO ₂ ⁻)	0,5 mg/l		(Rust mfl., 2018)
Total nitrogen (TN)			(Rust mfl., 2018)
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,5 mg/l*		(Lydersen mfl., 2014)
Totalt fosfor (TP)			(Rust mfl., 2018; Smith mfl., 2011)
Makroioner			
Kalium (K ⁺)	(Ingen)		(Lydersen mfl., 2014)
Kalsium (Ca ²⁺)	(Ingen)		(Lydersen mfl., 2014)
Klorid (Cl ⁻)	250 mg/l*		(Lydersen mfl., 2014)
Magnesium (Mg ²⁺)	(Ingen)		(Lydersen mfl., 2014)
Natrium (Na ⁺)	200 mg/l*		(Lydersen mfl., 2014)
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	250 mg/l*		(Lydersen mfl., 2014)
Tungmetaller			
Aluminium	0,2 mg/l*	Koagulering-filtrering	(Lydersen mfl., 2014)
Arsen (As)	10 µg/l	Koagulering-filtrering	(Smith mfl., 2011)
Barium (Ba)	(Ingen)	Koagulering-filtrering	(Smith mfl., 2011)
Bly (Pb)	10 µg/l	Koagulering-filtrering	(Høgberget, 2010)
Jern (Fe)	0,2 mg/l*	Koagulering-filtrering	(Rust mfl., 2018; Smith mfl., 2011)
Kadmium (Cd)	5,0 µg/l	Koagulering-filtrering	(Paul mfl., 2022)
Kobber (Cu)	2,0 mg/l	Koagulering-filtrering	(Smith mfl., 2011)
Krom (Cr)	50 µg/l	Koagulering-filtrering	(Smith mfl., 2011)
Kvikksølv (Hg)	1,0 µg/l	Koagulering-filtrering	(Smith mfl., 2011)
Mangan (Mn)	50 µg/l*	Koagulering-filtrering	(Smith mfl., 2011)
Nikkel (Ni)	20 µg/l	Koagulering-filtrering	(Rust mfl., 2018)
Sink (Zn)	(Ingen)	Koagulering-filtrering	(Høgberget, 2010; Smith mfl., 2011)

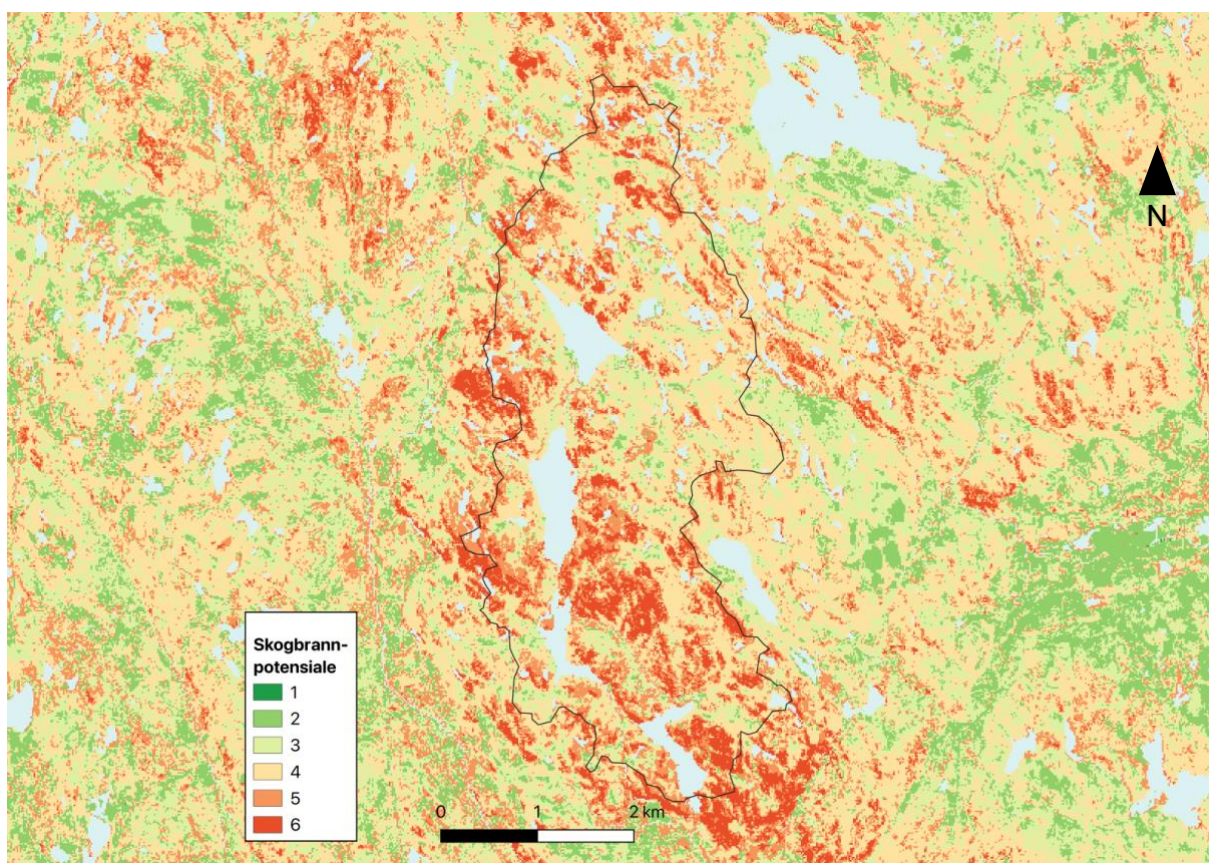
*Tiltaksgrense

**Sum av benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren

3.2 Farekartlegging av kritiske punkter og sårbarhet i caseområdet

3.2.1 Kartlegging av kritiske områder

Områdene som er mest sårbare for skogbrann er et resultat av områdets vegetasjon og topografi. I Aurevanns nedbørfelt er det en kombinasjon av gran og furu i hele nedslagsfeltet. Av treslagene regnes furuskog som mest brennbar, dernest gran og til sist lauvskog. I tillegg gir lav bonitet, ungskog i hogstklasse 3, hellende terreng samt terreng som heller mot sør og vest et høyt skogbrannpotensiale (Hauglin & Storaunet, 2021). Disse hensynene er tatt i modellen og er visualisert i kart (Figur 5). Rød farge indikerer det høyeste skogbrannpotensialet.

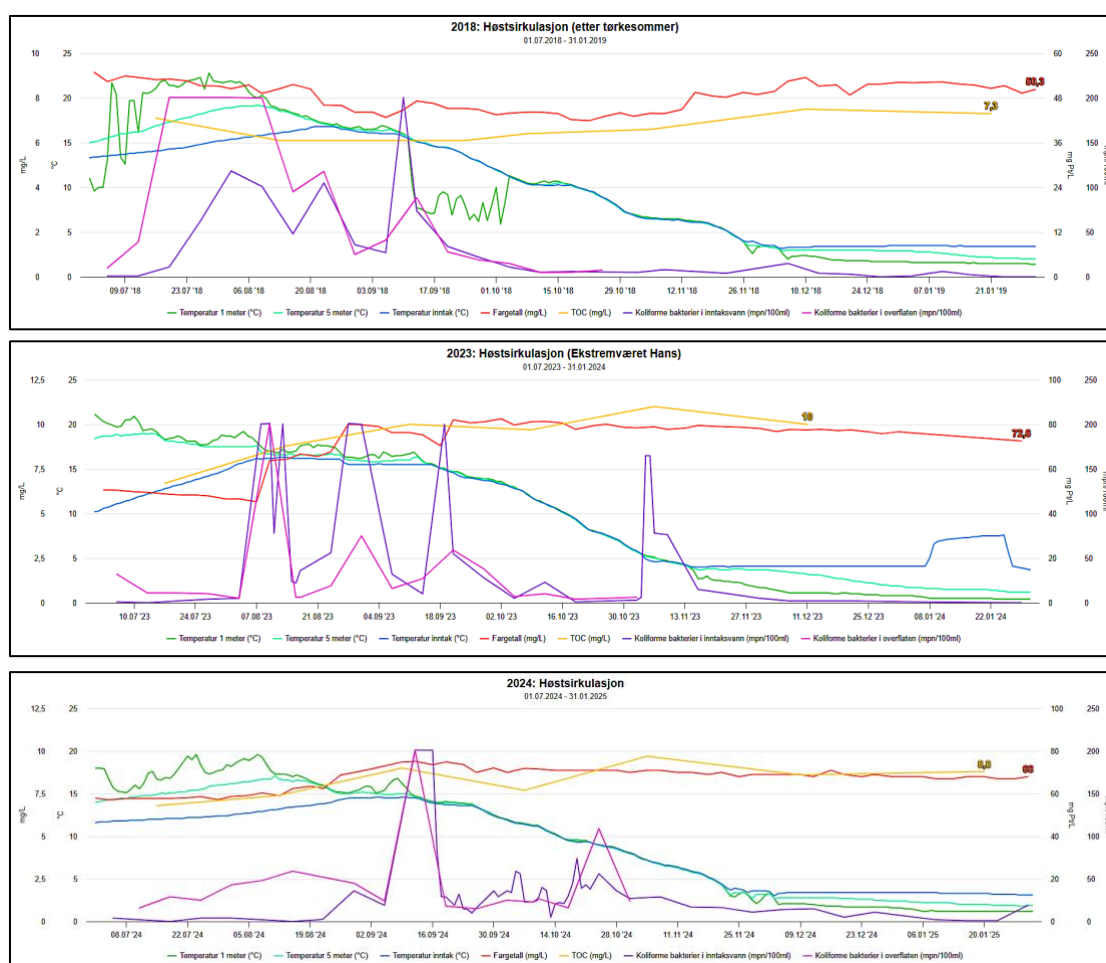


Figur 5: Aurevanns nedslagsfelt (sort linje) inkluderer hele Trehørningsvassdraget. Skogbrannpotensialet er visualisert med fargekoder, hvor rødt (6) tilsvarer det høyeste skogbrannpotensialet. Kartet er behandlet i QGIS for å markere nedslagsfeltet (generert i NVE Nevina) i kartet for skogbrannpotensiale (mottatt fra Marius Hauglin).

Mye av den mest brennbare skogen befinner seg i den nedre delen av nedbørfeltet, både øst og vest for elven som renner mellom Byvann og Småvann. Oppstrøms Byvann, rundt Trehørningen, er det vegetasjon og forhold som gir lavere skogbrannpotensiale. Dette gjør Småvann og Aurevann spesielt utsatt for mottak av forurenset avrenning, uten fortynningseffekten Byvann og Trehørningen kunne ha gitt.

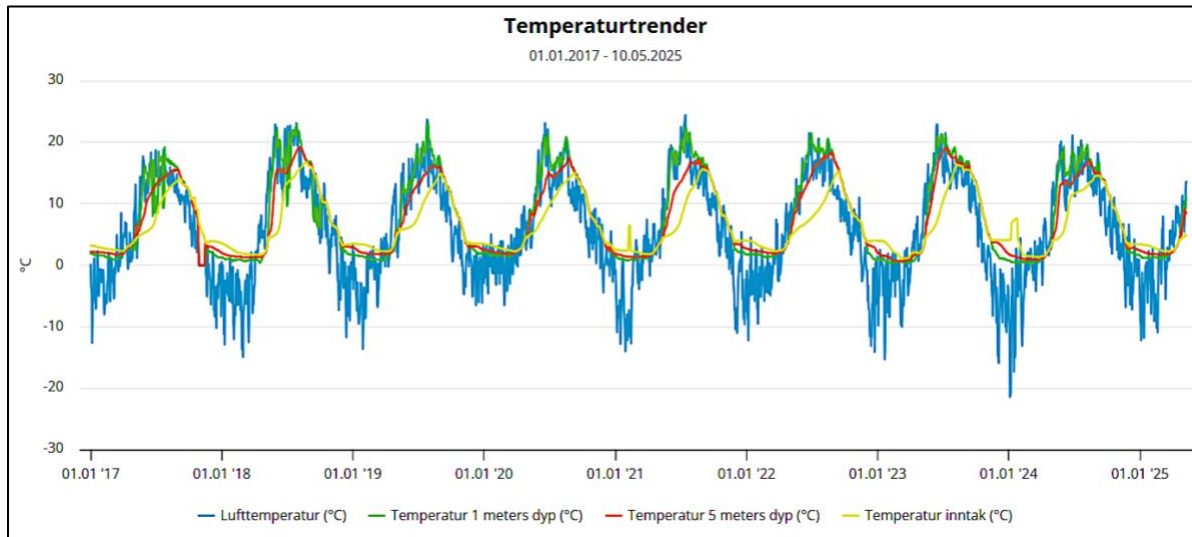
3.2.2 Sirkulasjonsperioder

Under sirkulasjonsperioder fraktes vann fra øvre lag (epilimnion) ned til råvannsinntaket på 14 meters dyp. Dette gjør sirkulasjonsperioder til vannbehandlingsanleggets mest sårbare tid i forhold til en mulig endret råvannskvalitet. Når råvannstemperaturen er 15-16 °C ved 1 meters dyp, 5 meters dyp og ved inntaket er det ikke lenger noen lagdeling over inntaket i Aurevann og partialsirkulasjon pågår (Figur 6). Dette er observert i 2018, 2023 og i 2024, og også rapportert av NIVA i 2004 (Tjomsland & Skulberg, 2005). Det blir samtidig en rask økning i koliforme bakterier i inntaksvannet, som bekrefter at overflatevann kommer ned. Fargetall og TOC er økende ved sirkulering og holder seg mer eller mindre jevnt under



Figur 6: Sirkulasjonsperioden i Aurevann i 2018, 2023 og 2024. Grønn, turkis og blå linje representerer temperatur i Aurevann ved hhv. 1 meters dyp, 5 meter og i inntaket. Gul og rød linje er TOC og fargetall. Rosa linje er koliforme bakterier i overflaten av Aurevann, lilla linje er koliforme bakterier som kommer inn i inntaket.

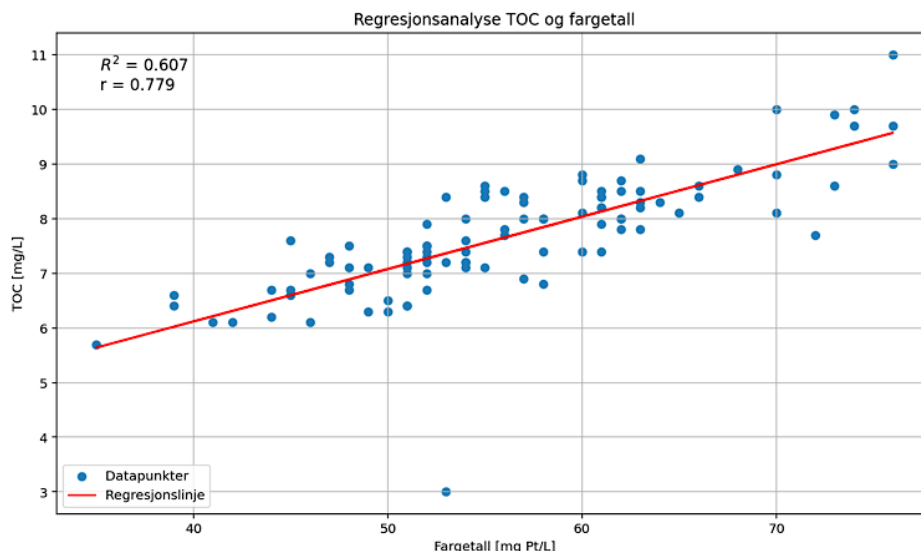
islegging. NIVA registrerte i 2004 fullsirkulasjon når temperaturen i vannmassene nådde 9 °C, men ettersom inntaket ligger over sprangsjiktet vil partialsirkulasjonen i praksis fungere som Aurevann VBAs sirkulasjonsperiode da det bringer vann, med eventuelle forurensninger, inn i anlegget. Temperaturtrenden i Aurevann er relativt lik fra år til år (Figur 7) og sirkulasjonsperiodene inntreffer med en variasjon på noen uker. Sirkulasjonsperioden er i denne oppgaven definert som perioden hvor det lik temperatur i overflatelagene og ved inntaket, og helt eller delvis åpent for vind.



Figur 7: Temperaturtrend fra 2017 til 2025. Blå strek representerer lufttemperatur, grønn strek er temperatur på 1 meters dyp, røde strek er ved 5 meters dyp og gul strek er temperaturen ved inntaket.

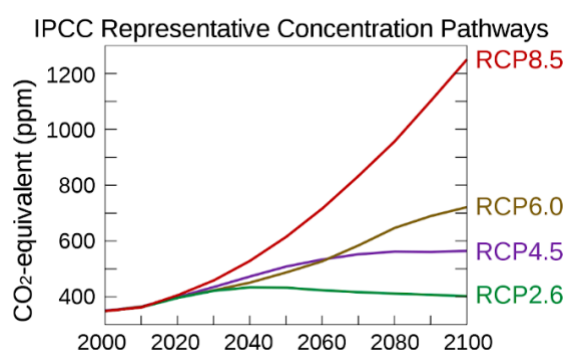
3.2.3 NOM-utvikling i Aurevann

Som nevnt innledningsvis er NOM, generelt oppgitt som fargetall i drikkevannssammenheng, den største kjente årsaken til problematikk med Aurevannsanlegget per i dag. TOC er et mål på NOM (NOM inneholder om lag 50 % karbon), og er også en god proxy for fargetall for Aurevann (Figur 8). Forventet utvikling av TOC er derfor regnet som et kritisk punkt, med tanke på å vurdere hvor mye TOC som kan frigis i nedslagsfeltet etter skogbrann. Det har blitt funnet en god empirisk sammenheng mellom NOM-konsentrasjoner (målt som TOC) i innsjøer og årsmiddeltemperaturer for nedbørfelt i Sverige (Weyhenmeyer & Karlsson, 2009). Denne ikke-lineære sammenhengen har også blitt funnet å stemme godt overens med en rekke relativt avanserte statistiske NOM-modeller (Haaland mfl., 2023; Monteith mfl., 2007), men også for en enkel NOM-modell for Glitre som ligger relativt nær Aurevann (Hansen, 2021). Med tilsvarende bruk av sammenhengen mellom NOM-konsentrasjon og lufttemperatur som funnet av Weyhenmeyer & Karlsson (2009), i kombinasjon med forventet temperaturendringer (i et også våtere klima) for Aurevann sitt nedbørfelt, kan dermed NOM-konsentrasjoner for Aurevann i fremtiden predikeres.

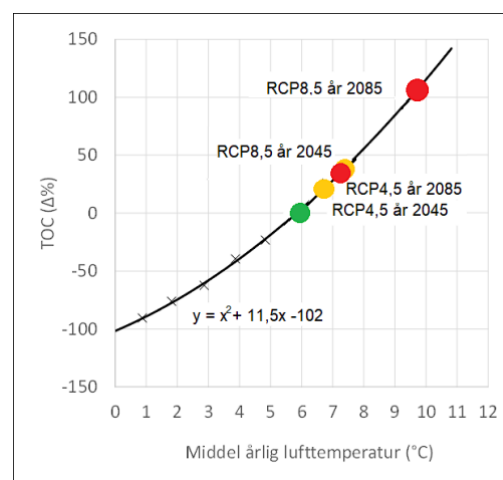


Figur 8: Regresjonsanalyse for TOC og fargetall målt i Aurevann viser god sammenheng mellom parameterne. Basert på månedlige, akkrediterte analyser (2017 til 2025).

Med utgangspunkt i dagens klima (år 2025) forventes det med data fra Norsk Klimaservicesenter¹⁵ at årlig middel lufttemperatur vil øke med noe under 1°C frem mot år 2045 med et moderat RCP4.5 scenario, og til om lag 3,7°C i år 2085 med et mer aggressivt RCP8.5 scenario (Figur 9; Figur 10). Med sammenhengen mellom NOM og temperatur funnet av Weyhenmeyer & Karlsson (2009) og Hansen (2021) predikeres NOM-konsentrasjonen i Aurevann å øke med om lag 25% frem mot år 2045 og videre til noe under 40% i år 2085 med et RCP4.5 scenario. Tilsvarende med et RCP8.5 scenario predikeres NOM-konsentrasjonen i Aurevann å øke med om lag 35% frem mot år 2045 og videre til mer



Figur 9: Klimascenarioanalyse med Representative Concentration Pathways (RCP), som ble introdusert med FNs klimapanelers femte hovedrapport (AR5; IPCC 2014). Scenariene representerer ulike konsentrasjoner av klimagasser (omregnet til CO₂-ekvivalenter i atmosfæren).



Figur 10: Sammenheng mellom prosentvis endring i TOC og årlig middeltemperaturer i nedbørfeltet basert på gjennomsnittsdata fra Weyhenmeyer & Karlsson (2009). Oransje prikker tilsvarer RCP 4.5 og røde prikker er RCP 8.5. Dagens tilstand er markert med grønn prikk (0% endring).

¹⁵ klimaservicesenter.no

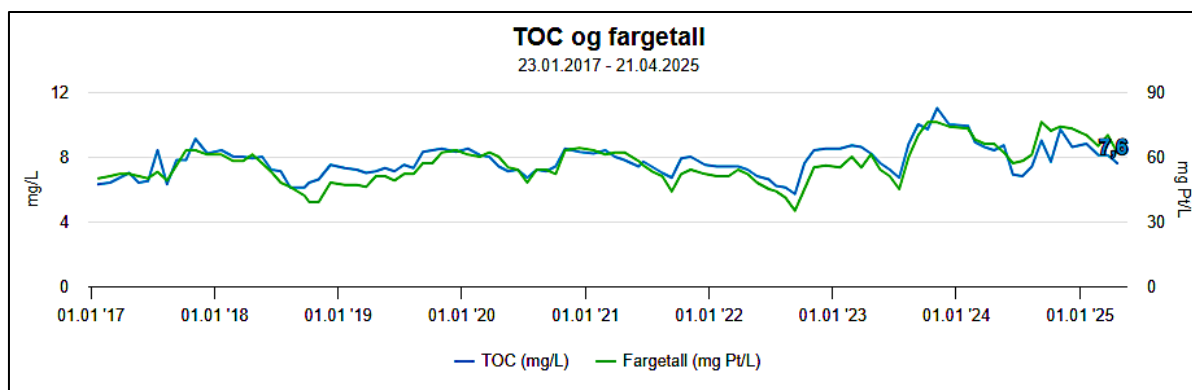
enn 100% i år 2085 (Figur 9; Figur 10). Mer om klimamodellene som er benyttet er gitt i rapporten Klima i Norge 2100 (Hanssen-Bauer mfl., 2015).

3.2.4 Utfordringer med vannbehandling

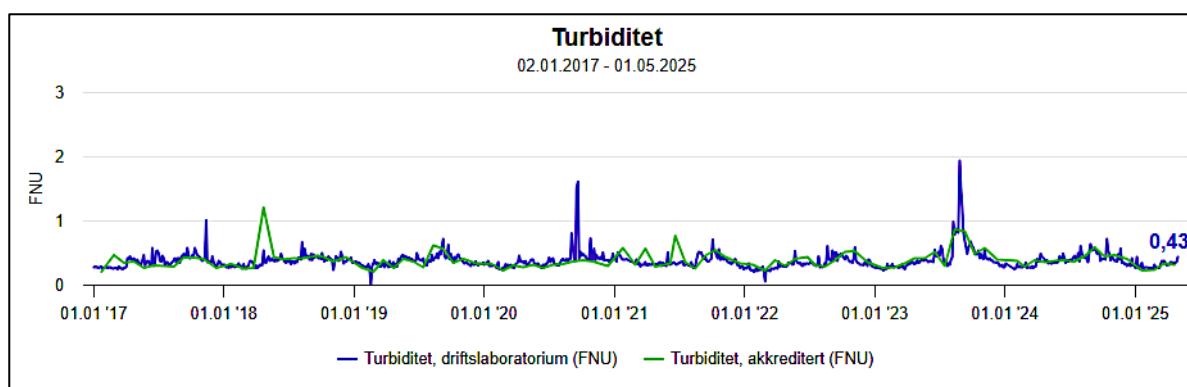
Eksisterende utfordringer med vannbehandlingen danner grunnlaget for å vurdere fremtidig belastning. Med utgangspunkt i parameterne listet i Tabell 1 presenteres verdier fra råvannet og verdier i behandlet drikkevann for å vurdere anleggets evne til å redusere de ulike komponentene.

3.2.4.1 Kartlegging av normalverdier i Aurevann

Råvannskvaliteten i Aurevann er generelt veldig stabil, med unntak av fargetall og TOC som synker i sommermånedene og ofte øker på høsten med sirkulasjonsperioden (Figur 11). Fargetallet som oppnås på sensommeren etter sirkulering ser ut til å holde seg stabilt gjennom hele vinteren frem til snøsmeltingsperioden.



Figur 11: TOC og fargetall i Aurevann fra 2017 til 2025.



Figur 12: Turbiditet i Aurevann fra 2017 til 2025 målt både akkreditert og uakkreditert. I 2017, 2018, 2020 og i 2023 under Hans er det registrert enkelttopper for turbiditet, men disse overstiger ikke 2 FNU.

Aurevanns egnethet som råvannskilde viser at vannkvaliteten allerede før vannbehandling er god når det gjelder total fosfor, klorofyll-A, oksygen, turbiditet (Figur 12), jern, mangan og konduktivitet (Tabell 2). pH grenser mot å være for lav. Det er råvannets farge, temperatur og

bakterieinnhold som gjør at råvannet har behov for ekstra rensetrinn (Tabell 2). PFAS måles ikke lenger av ABV etter risikovurdering av parameteren. Måling av microcystin er ikke iverksatt i gjeldende drikkevannsforskrift, og akkreditert laboratorium har ikke tilgjengelig analysemetode per mai 2025.

Tabell 2: Råvannskvaliteten vurdert mot FHIs grenseverdier for egnethet som råvannskilde. Parameterne der gjennomsnittet gjør drikkevannet egnet er markert grønt, mens rød markering indikerer at parameteren er utenfor. I tillegg er maks/min-verdier markert i rød skrift der grensene overskrides.

Råvannskvalitet i Aurevann vurdert mot grenseverdiene fra FHI							
Parameter	Enhet	Gj.snitt	Maks	Min	Antall	Egnet	Uegnet
E.Coli	mpn/100 ml	1,4	38	0	98		
Intestinale enterokokker	mpn/100 ml	1,2	46	0	93		
Somatiske kolifager*	pfu/100 ml						
Total fosfor	µg/L	8,2	44	1,5	97		
Klorofyll-A**	µg/L	0,4	0,7	0,1	22		
PFAS***	µg/L						
Microcystin*	µg/L						
Oksygen**	mg/L	10,5 (119 %)****	13	8,2	22		
Farge	mg Pt/l	56	76	35	98		
Turbiditet	FNU	0,39			97		
Temperatur (online)	°C	6,7	16,8	1,1	2955		
Jern	µg/L	136	210	69	69		
Mangan	µg/L	20	47	5	97		
pH*****	-	6,5	6,8	6,1	97		
Konduktivitet	mS/cm	196	243	144	47		

* Ingen offisiell grenseverdi i DV-forskriften, tas ikke.

** Målt siden 22.05.2023

*** Tas ikke i Aurevann etter risikovurdering.

**** Måles som mg/l. Konvertert til prosent ved 20°C

***** Gjennomsnitt beregnet fra hydrogenkonsentrasjon [H+]

3.2.4.2 Kartlegging av vannbehandlingsanleggets evne til å rense parametere forbundet med skogbrann

Analyseprogrammet for råvann er i henhold til drikkevannsforskriften. Det er derimot ikke alle parametere assosiert med skogbrann som inngår i dette, deriblant PAH. Tilgjengelige verdier for råvann (gjennomsnitt, maks, minimum og antall prøver) fra 2017 til april 2025 er listet i Tabell 3.

Tabell 3: Analyseresultater fra Aurevann råvann i perioden 2017 til 2025. Parameterne som er fremstilt er basert på generelle vannkvalitetsendringer etter skogbrann (Tabell 1).

Aurevann råvann (2017 – 2025)					
Parameter	Enhet	Snitt	Maks	Min	Antall
pH*	-	6,5	6,8	6,1	98
Alkalitet	mmol/l	0,085	0,150	0,015	49
Turbiditet	FNU	0,39	1,20	0,20	98
Konduktivitet	mS/m 25°C	1,96	2,43	1,44	48
TOC	mg/l	7,73	11,00	5,70	98
Fargetall	mg Pt/l	56	76	35	99
Fosfat	µg/l	2,4	9,8	1,0	99
Nitrat	µg/l	70,0	150,0	31,0	98
Nitritt	µg/l	1,2	2,5	1,0	85
Totalt nitrogen	µg/l	260,9	580,0	130,0	97
Ammonium	µg/l	14,6	84,0	2,5	98
Totalt fosfor	µg/l	8,1	44,0	1,5	98
Kalium	mg/l	0,14	0,24	0,05	50
Kalsium	mg/l	2,39	2,80	1,90	39
Klorid	mg/l	1,39	2,00	1,10	50
Magnesium	mg/l	0,30	0,36	0,25	50
Natrium	mg/l	1,19	1,80	0,95	50
Sulfat	mg/l	1,11	1,50	0,71	50
Aluminium	µg/l	230,8	320,0	130,0	83
Jern	µg/l	136,5	210,0	69,0	98
Mangan	µg/l	19,9	47,0	5,3	98

* Gjennomsnitt beregnet fra hydrogenkonsentrasjon [H⁺]

Analyseresultater fra behandlet drikkevann i samme periode er listet i Tabell 4. pH, alkalitet, konduktivitet, sulfat (SO₄²⁻), natrium (Na⁺) og kalsium (Ca²⁺) øker grunnet vannbehandlingsprosessen. Andre ioner (K⁺, Mg²⁺, Cl⁻) og næringsstoffer (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺) fjernes ikke i vannbehandlingsprosessen, men er til stede i konsentrasjoner langt innenfor grense-/tiltaksverdiene (for parameterne som har grense- eller tiltaksverdi). Jern, aluminium og mangan måles både i råvann og behandlet drikkevann, og reduseres med hhv. 98 %, 68,9 % og 62,9 % basert på de gjennomsnittlige verdiene. Fargetall og TOC reduseres med 92,8 % og 69,6 %.

Tabell 4: Analyseresultater fra behandlet drikkevann i perioden 2017 - 2025. Grønn markering indikerer at kravene i drikkevannsforskriften er overholdt.

Behandlet drikkevann (2017 – 2025)							
Parameter	Enhet	Snitt	Maks	Min	Antall	DV-forskrift	Endring fra råvann
pH*	-	7,7	8,6	6,3	412	6,5-9,6	Øker grunnet kalkdosering
Alkalitet	mmol/l	0,62	1,10	0,49	97	(ingen)	Øker grunnet dosering av CO ₂
Turbiditet	FNU	0,09	0,97	0,05	412	1 (0,2)	Reduseres (-76,8 %)
Konduktivitet	mS/m	11,51	12,50	10,10	43	250 mS/m	Øker grunnet kalkdosering
TOC	mg/l	2,35	4,00	0,15	413	(ingen)	Reduseres (-69,6 %)
Fargetall	mg Pt/l	4	13	1	413	20 mg Pt/l	Reduseres (-92,8 %)
Sum PAH (4)	µg/l	0,010	0,010	0,010	1	0,010 µg/l	Ingen informasjon om PAH i råvann
Benzo(a)pyren	µg/l	0,006	0,010	0,005	6	0,010 µg/l	Ingen informasjon om PAH i råvann
Benzen	µg/l	0,06	0,10	0,05	42	1 µg/l	Ingen informasjon om PAH i råvann
Nitrat	µg/l	68,95	100,00	29,00	41	50 mg/L	Fjernes ikke i vannbehandling
Nitritt	µg/l	1,16	2,00	1,00	37	500 µg/l	Fjernes ikke i vannbehandling
Ammonium	µg/l	18,19	200,00	6,50	43	500 µg/l	Fjernes ikke i vannbehandling
Kalium	mg/l	0,17	0,26	0,12	9	(ingen)	Fjernes ikke i vannbehandling
Kalsium	mg/l	20,13	24,00	16,00	98	(ingen)	Øker grunnet kalkdosering
Klorid	mg/l	1,47	1,90	1,20	10	(250 mg/l)**	Fjernes ikke i vannbehandling
Magnesium	mg/l	0,39	0,46	0,31	42	(ingen)	Fjernes ikke i vannbehandling
Natrium	mg/l	1,81	4,20	1,30	10	(200 mg/l)**	Fjernes ikke, tilsats via NaOCl
Sulfat	mg/l	19,76	23,60	15,50	41	(250 mg/l)**	Øker grunnet koaguleringsmiddel, Al ₂ SO ₄
Aluminium	µg/l	71,70	160,00	24,00	415	200 µg/L	Reduseres (-68,9 %). Brukes også som koaguleringsmiddel.
Arsen	µg/l	0,126	0,150	0,095	10	10 µg/L	Ingen informasjon i råvann.
Bly	µg/l	0,02	0,13	0,01	10	10 µg/L	Ingen informasjon i råvann.
Jern	µg/l	2,7	11,0	0,2	43	200 µg/L	Reduseres (-98 %)
Kadmium	µg/l	0,0127	0,0190	0,0090	10	5 µg/L	Ingen informasjon i råvann.
Kobber	µg/l	0,47	0,92	0,27	9	2000 µg/l	Ingen informasjon i råvann.
Krom	µg/l	0,03	0,07	0,03	10	50 µg/L	Ingen informasjon i råvann.
Kvikksølv	µg/l	0,0006	0,0010	0,0005	10	1 µg/L	Ingen informasjon i råvann.
Mangan	µg/l	7,38	32,00	1,40	43	50 µg/L	Reduseres (-62,9 %)
Nikkel	µg/l	0,11	0,20	0,03	10	20 µg/L	Ingen informasjon i råvann.

* Gjennomsnitt beregnet fra hydrogenkonsentrasjon [H⁺]

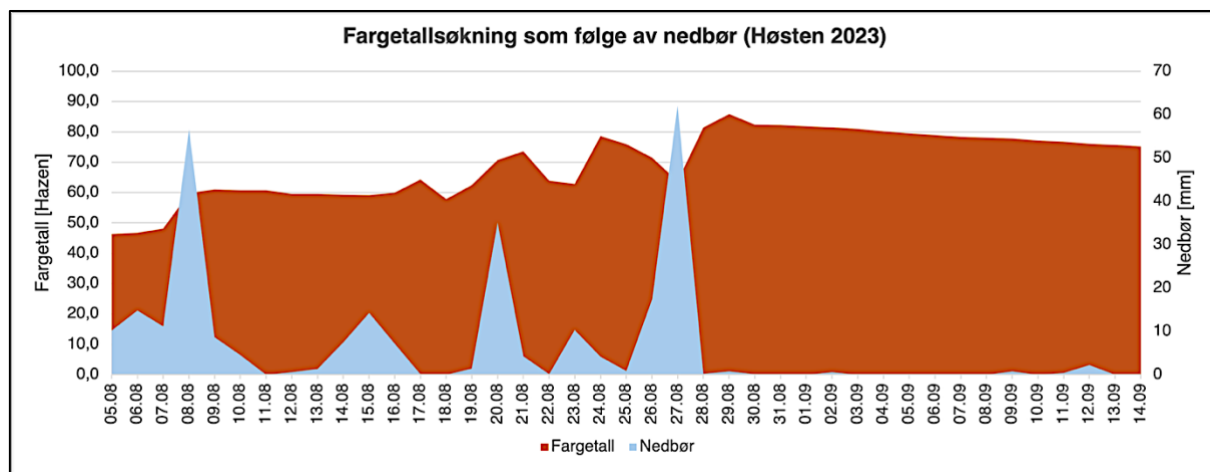
**Tiltaksgrense

3.2.5 Utvalgte hendelser

3.2.5.1 Ekstremværet Hans i 2023

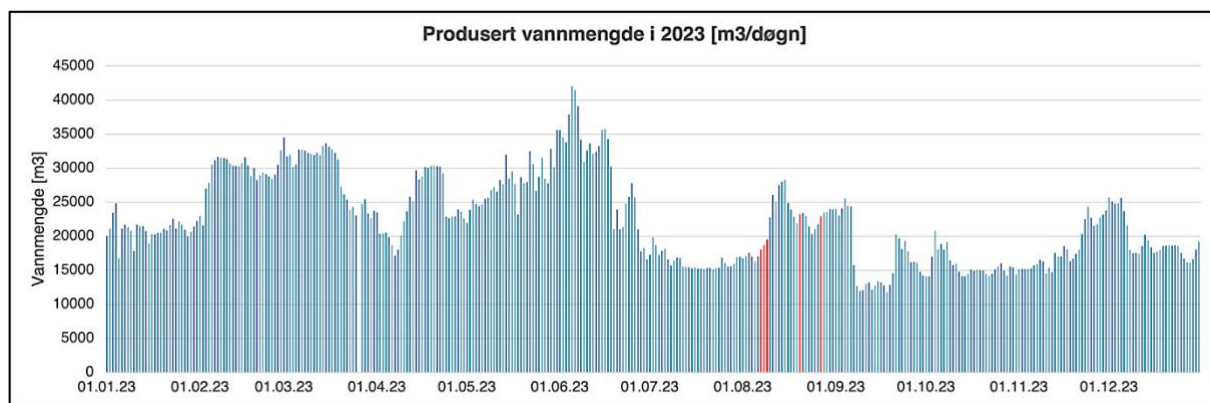
Ekstremværet *Hans* (7.-9. august 2023) og tiden etter påvirket Aurevann i slik grad at råvannskilden nådde fargetallsrekord. På to døgn økte fargetallet (målt kontinuerlig som Hazen, tilsvarer mg Pt/l) fra 46 til 61 Hazen. Grunnvannstilstanden i nedbørfeltet var i forkant av flommen allerede høy (75-95 %) ifølge historikk på senorge.no, og steg til svært høy (>95 %) under uværet. Dette gjorde at nedbøren som kom drenerte som avrenning på

jordoverflaten, uten særlig mulighet for infiltrasjon. I løpet av samme måned kom det flere kraftige nedbørhendelser (20. august, 27. august). Etter en regntung høst med vannmettet grunn steg fargetallet ytterligere og forble høyt gjennom vinteren, se Figur 13.



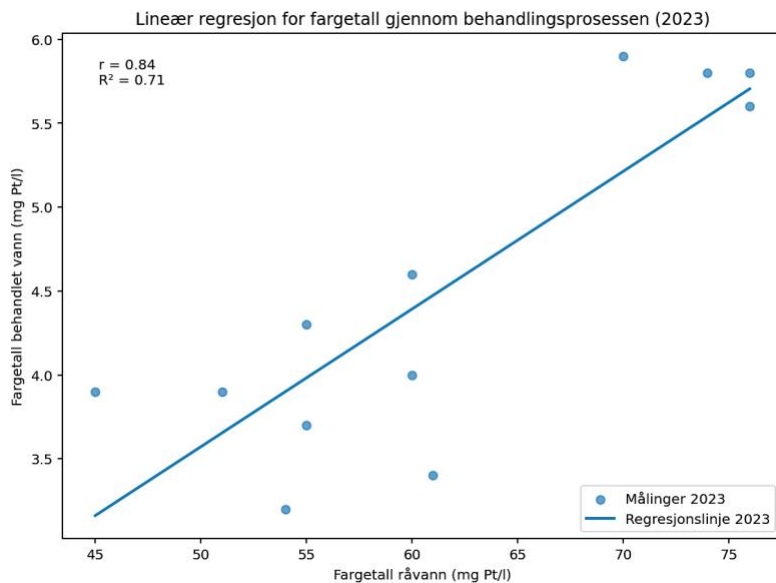
Figur 13: Fargetall og nedbør fra uværet Hans (07.-09. august 2023) og ut høsten.

I første halvår av 2023 ble det produsert gjennomsnittlig 25.000-30.000 m³ per døgn, sett bort i fra sommerferien hvor vannforbruket er lavt (Figur 14). Etter Hans og det påfølgende regnet, markert i rødt i figuren, ble produksjonsmengden satt kraftig ned av ABVs driftsoperatører for å unngå gjennombrudd i filtrene, som er en potensiell helsefare. Til tross for lav produksjonsmengde, var fargetallet på behandlet drikkevann var noe forhøyet i denne perioden.



Figur 14: Produksjonsmengde per døgn [m³] i 2023 ved Aurevann VBA. Datoer for Hans og to påfølgende døgn med store nedbørsmengder er markert i rødt. Produksjonsmengden ble satt ned etter dette. Om sommeren er det også lav produksjon, men dette er grunnet ferie og lavt vannforbruk.

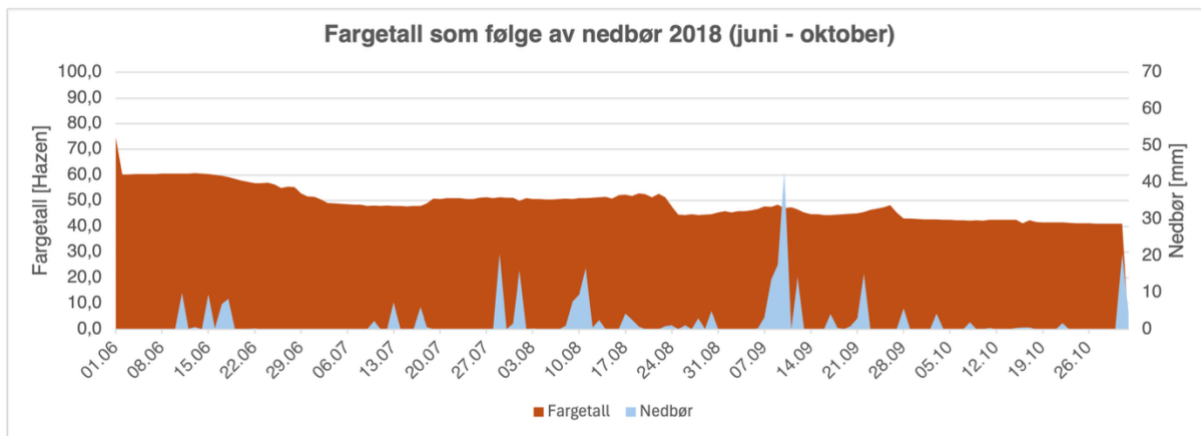
Det er en lineær sammenheng mellom fargetallet i råvannet og fargetallet i det behandlede drikkevannet. I regresjonsanalysen nedenfor er det benyttet analyseresultater fra 2023, som gir en lineær korrelasjon på 0,84. 71% av variansen i datasettet til behandlet vann kan forklares av fargetallet på råvannet (Figur 15).



Figur 15: Regresjonsanalyse for fargetall gjennom behandlingsprosessen i 2023. Det vises til en god lineær korrelasjon mellom fargetallet i råvann og i behandlet vann.

3.2.5.2 Tørkesommeren 2018

Fargetallet var stabilt lavt sommeren og høsten i 2018 (Figur 16). Den største nedbørhendelsen i september ga ingen utslag på fargetallet. Til tross for at det hadde vært en tørr periode, og dermed antatt tørr jordoverflate i nedbørfeltet, tolkes det som at det likevel var god infiltrasjon i bakken (og dermed lite overavrenning).



Figur 16: Fargetallet i Aurevann i 2018.

3.2.5.3 Algeoppblomstring i Byvann 2023

Algeoppblomstring i Trehørningsvassdraget forekommer tidvis, og er uønsket da det kan bety lukt- og smaksproblematikk eller microcystiner i råvannet. Vann tappes fra bunnluker i demningene i Byvann, Småvann og Trehørningen som et tiltak på å overføre kaldest mulig vann og færrest mulig alger, etter tidligere lukt- og smaksproblematikk som følge av masseoppblomstring av en geosmin-produserende stamme av *Dolichospermum lemmermanii* i Aurevann i 2002 (Skulberg, 2004). Det ble også påvist *Dolichospermum lemmermanii* i Aurevann i juli 2004 sammen med ubetydelige mengder microcystin i råvannets overflate, men generelt få alger ble funnet dypere enn fem meter (Tjomsland & Skulberg, 2005). Det oppdages fremdeles oppblomstringer av cyanobakterien, senest i Byvann 3. juli 2024, se Figur 17. Vind og overskyet vær fikk antageligvis cyanobakteriene til å produsere akineter.



Figur 17: Oppblomstring av *Dolichospermum lemmermanii* i Byvann, oppdaget 3. juli 2024. Algene oppholder seg i overflaten på dagtid og er her blåst inntil kanten.

I algesesongen (1. mai til 31. oktober) letes det aktivt etter algeoppblomstring i Aurevann på driftslaboratoriet hos ABV. Det er derimot tilfeldig om og når en oppblomstring av cyanobakterier blir oppdaget i Småvann, Byvann eller Trehørningsvassdraget. Fysisk tilsyn i nedbørfeltet utføres to dager i uken, men forflytting med vind, cyanobakterienes vandring i vannsøylen og/eller lav biomasse kan gjøre at oppblomstringen ikke er synlig.

3.3 Risiko- og sårbarhetsanalyse

I denne ROS vurderes brannrisiko i Aurevanns nedslagsfelt og skogbranns påvirkning på råvann og drikkevannsbehandling.

3.3.1 Vurdering av brannrisiko

Skogbrannpotensialet i Aurevanns nedbørfelt er stort. Dersom det skulle begynne å brenne, er det høy sannsynlighet for at en stor andel av skogen rundt vassdraget brenner. 14 % av landområdene i nedbørfeltet har en indeksverdi på mer 77, altså den øverste kategorien for skogbrannpotensiale. 24 % av nedbørfeltet har indeks 64-77 og 41 % har indeks 55-63. Ingen del av nedbørfeltet er uten skogbrannpotensiale. Tallverdier er presentert i Tabell 5. Summert har 79 % av nedbørfeltet en av de tre høyeste skogbrannpotensiale-indeksene.

Som nevnt i kapittel 2.2.2 er kartet for skogbrannpotensiale et mål på hvorvidt det er sannsynlig at det fortsetter å brenne dersom det allerede er startet en brann. Med restriksjoner for friluftaktiviteter i nedbørfeltet er det begrenset menneskeferdsel, men ABV registrerer at det tidvis er overnattende i telt rundt innsjøene. Dette gjelder spesielt i finværsperioder, da det også risikerer å bli tørt i skogen. Skogbrann som følge av menneskelig aktivitet kan derfor ikke utelukkes. Det er også mulighet for oppstart av skogbrann som følge av lynnedslag eller gnister fra anleggsmaskiner, slik som forårsaket skogbrannen i Froland¹⁶.

Tabell 5: Beregnet prosentandel av nedbørfeltet som befinner seg innen de ulike indeksene for skogbrannpotensiale.

Indeks skogbrannpotensiale	Skogbrannpotensiale tallverdi i kart	Andel av landområdet i Aurevanns nedbørfelt [%]
<17	1 (lavt potensiale)	0,0
17-48	2	2,5
49-54	3	18,7
55-63	4	41,0
64-77	5	23,6
>77	6 (høyt potensiale)	14,0

3.3.2 Identifisering av påvirkning på vannkvalitet

I dette avsnittet identifiseres påvirkning etter skogbrann. Funn etter Myklandsbrannen brukes som hovedreferanse.

¹⁶ <https://www.fvn.no/nyheter/lokalt/i/K1bxM/ny-brannfront-truer-flere-hytter-i-froland>

3.3.2.1 *NOM og suspendert stoff*

Etter en skogbrann brennes mye organisk materiale opp i nedbørfeltet. Med det synker gjerne konsentrasjonen av NOM i avrenningen, for så å øke gradvis etter hvert, noe som også ble observert i Mykland (Lydersen mfl., 2014). Derimot sees ofte en økning i konsentrasjon av suspendert stoff og økt turbiditet etter en skogbrann, da graden av erosjon i feltet øker. Dette vil delvis kunne skyldes tap av et erosjonsdempende plantedekke, men også grunnet endring i nedbørfeltets hydrologiske syklus og vannbalanse da det blir mer avrenning og mindre evapotranspirasjon (fordampning fra vegetasjon) etter en skogbrann (Hallema mfl., 2018). Dette skjer i nær tid etter at skogbrannen har funnet sted.

Turbiditetsøkning i vannet etter skogbrann knyttes til det prosentvise brannomfanget og brannens alvorlighetsgrad (Chen & Chang, 2022). Høy prosentandel brannområde og høy alvorlighetsgrad på brannen samtidig gir best korrelasjon til økt turbiditet (Chen & Chang, 2022). I Aurevann er turbiditeten jevnt under 0,4 FNU, med unntak av noen enkelttilfeller (Figur 12). Under uværet *Hans* steg turbiditeten til ca. 2 FNU. En økning i turbiditet er registrert både akkreditert og uakkreditert, selv om akkreditert analyse måler lavere (<0,9 FNU). Endringen var kortvarig og regnes ikke som en kraftig økning.

Betydning for drikkevannsproduksjonen

Problemer med vannbehandlingsprosessen er nært forestående dersom fargetallet øker ytterligere i Aurevann. Selv om drikkevannsforskriftens grenseverdi i behandlet vann overholdes hos Aurevann (Tabell 4), er det likevel en risiko for problemer i vannbehandlingsprosessen som enten kan resultere i gjennombrudd (potensiell helsefare) eller redusert produksjonskapasitet (brudd på krav om leveringsmengde til kommunen). Ekstremværet *Hans* viste at anlegget får problemer med filtreringsprosessen når fargetallet øker til 80 mg Pt/l. Det ble samtidig produsert drikkevann med noe høyere farge enn vanlig gjennomsnitt, hvilket kan bety at flere stoffer enn normalt slippes gjennom filteret, med mulighet for dannelsen av flere DBP.

3.3.2.2 *Makroioner*

De fleste metaller kompleksbinder seg til NOM og transporteres derfor i større eller mindre grad sammen med NOM. Etter en skogbrann kan metaller dermed frigjøres, og vil generelt ved lav pH transporteres ut fra nedbørfeltet løst i overflatevann. Når organisk materiale brenner i forbindelse med en skogbrann kan basekationer som kalsium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), natrium (Na^{+}) og kalium (K^{+}) bundet opp i planter frigjøres. Dette er metaller som i liten grad tapes til atmosfæren via fordampning, og mye vil dermed bli værende tilgjengelig i askelaget (Zhang & Biswas, 2017). Rett etter at skogbrannen har slukket vil basekationene

relativt lett vaskes ut av nedbørfeltet, og det måles ofte uvanlig høye konsentrasjoner i vannforekomster etter de første nedbørepisodene etter skogbrannen (Francos mfl., 2019), noe som også ble observert i Mykland (Lydersen mfl., 2014). Disse høye konsentrasjonene vil ofte være kortvarige og avtar etter utvasking, erosjon og gradvis økt planteopptak etter tilvekst relativt raskt tilbake til nivå tilsvarende før skogbrannen (Caon mfl., 2014). Økte konsentrasjoner av basekationer vil i utgangspunktet ha en positiv effekt på bufferkapasitet i vannforekomster, men etter en skogbrann vil dette avhenge av hvilke anioner som følger med ut, noe som i stor grad vil variere mellom nedbørfelt. Anionene klorid (Cl^-), sulfat (SO_4^{2-}), nitrat (NO_3^-) og hydrogenbikarbonat (HCO_3^-) fordampes lettere til luft etter oksidering i større grad, og især ved høy brannintensitet og varme, enn basekationene (som for eksempel via NO_x eller SO_2). Det er allikevel en del av disse sterke syrers anioner i asken (Lydersen mfl., 2014). I nedbørfelt med sure jordsmonn vil det i utgangspunktet relativt sett være høyere konsentrasjoner av SO_4^{2-} , i forhold til jordsmonn i et nedbørfelt med mer bufferkapasitet som har en høyere andel HCO_3^- . Allikevel vil det, dersom det i forkant av en skogbrann har vært en tørkeperiode (noe det som regel har vært) være reduserte svovelforbindelser i eksempelvis tørre myrer, som vil kunne oksideres til SO_4^{2-} (Haaland, 2018). I tillegg vil det under selve skogbrannen mineraliseres en del organisk bundet svovel til SO_4^{2-} . Dermed vil det derfor være en del SO_4^{2-} som vaskes ut med første nedbørepisode etter en skogbrann, uansett om nedbørfeltet i utgangspunktet hadde lav eller høy bufferkapasitet. Derimot har nedbørfelt som har mottatt mye sur nedbør, og har tynt jordsmonn, ofte en lav basemetningsgrad og relativt sett mer H^+ og Al^{3+} på kationebytteplasser (Agbeshie mfl., 2022; Lydersen mfl., 2014). De relative endringene i konsentrasjoner av basekationer og sterke syrers anioner vil bestemme hvordan vannforekomsters pH og bufferkapasitet (målt som syrenøytraliserende kapasitet (ANC) eller alkalinitet) endres etter en skogbrann. I Mykland sank ANC i berørte vannforekomster etter skogbrannen, men økte etterhvert (Lydersen mfl., 2014).

Betydning for drikkevannsproduksjon

Makroioner har enten ingen eller høye grenseverdier i drikkevannsforskriften, og de er stort sett vurdert basert på korrosjonsfare i ledningsnett¹⁷. I Aurevanns prosess fjernes ikke makroioner (Tabell 4), men det er lite sannsynlig at skogbrann frigir nivåer av ioner som kan lede til korrosjon. Endringene er heller ikke vurdert til å være langvarige. Bufferkapasiteten til Aurevann, målt som alkalinitet, er allerede lav og gjør koaguleringsprosessen skjør (Tabell 3). En ytterligere nedgang i bufferegenskaper kan virke negativt på dette, men ettersom

¹⁷ <https://www.fhi.no/sm/drikkevann/handbok-innhold-i-drikkevann/innhold-i-drikkevann/kjemikalier-i-drikkevann/>

råvannet pH-justeres med lesket kalk øker kalsium-innholdet som bidrar til både økt alkalinitet og bedret koagulering (Kaleta & Puzskarewicz, 2019; Ødegaard, 2012)

3.3.2.3 Fosfor og nitrogen

I tillegg til å fordampe til luft vil organisk bundet nitrogen under en brann også kunne mineraliseres/ammonifiseres til plantetilgjengelig ammonium (NH_4^+), og vil videre via nitrifisering danne NO_3^- . Planters opptak av næringsstoffer vil gradvis øke med revegetasjon etter en skogbrann, og en nær normalisering i planteopptak av nitrat etter skogbrannen i Mykland tok et par år (Lydersen mfl., 2014). Tilsvarende vil skje organisk bundet fosfor som mineraliseres til ortofosfat (PO_4^{3-}) (Zhang & Biswas, 2017). Biotilgjengelighet og transport av fosfat vil derimot i stor grad også avhenge av pH i jordsmonnet. I sure jordsmonn med lav pH (< 5) vil fosfat kunne bindes til løst kationisk jern (Fe) og/eller aluminium (Al^{n+}) (Olsson & Pettersson, 1993), mens fosfat ved høy pH (> 8) kan immobiliseres med kalsium (da Silva Cerozi & Fitzsimmons, 2016). pH i avrenningsepisoder etter skogbrann vil her være avgjørende for i hvilken grad mineralisert og frigjort fosfat vil bli fraktet ut til vannforekomster. Berggrunnen ved Aurevann består av magmatiske bergarter som granitt. Disse forvitres sakte, inneholder lite Ca^{2+} og Mg^{2+} og gir svakt sur og næringsfattig jordsmonn.

Betydning for drikkevannsproduksjon

Næringsalter knyttes til algeoppblomstring i råvannskilden. Mer om dette i 3.3.2.6.

3.3.2.4 Tungmetaller

Tungmetaller foreligger i stor grad som kompleksbundet til NOM i nedbørfeltet (Hongve mfl., 2012). Lavere pH i et nedbørfelt vil generelt medføre økte konsentrasjoner av en rekke tungmetaller (Chuan mfl., 1996; Eikebrokk mfl., 2001), men konsentrasjonen av tungmetaller er som regel forhøyet i nedbørfelter med høyere urban andel enn hva det er i nedbørfeltet til Aurevann (Figur 3). Det er også relativt få studier som har sett på endringer i konsentrasjoner av tungmetaller i vannforekomster før og etter skogbrann, men det ble målt forhøyede konsentrasjoner av sink og bly med opprinnelse i jordsmonnet i innsjøer i Mykland en begrenset periode rett etter brannen (Høgberget, 2010). Kvikksølv, som blant annet påvirker nervesystem og nyrer, kan være interessant å undersøke i forbindelse med skogbrann (Raoelison mfl., 2023). Kvikksølv transporteres og deponeres i Norge i stor grad via atmosfæren, og har med det blitt tilført og kompleksbundet med NOM også til nedbørfelt uten typiske punktkilder for kvikksølvforurensning (Hongve mfl., 2012). Under normale forhold antas det at 10% av atmosfærisk avsatt kvikksølv lekker til bekker og innsjøer, bundet til organisk materiale (Braathen mfl., 2018).

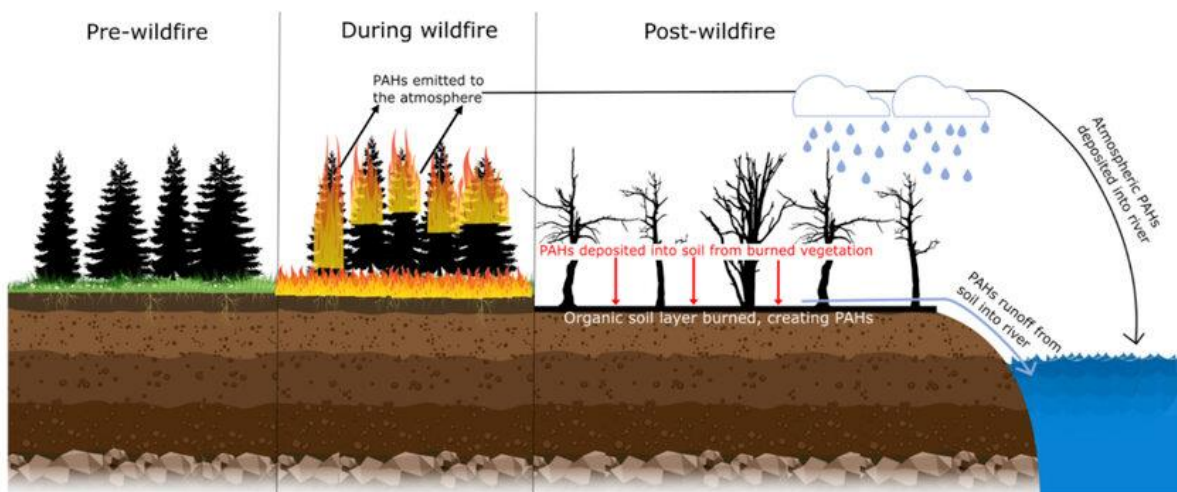
Det finnes få målinger av kvikksølv i naturlige nedbørfelt og innsjøer (Braathen mfl., 2018). Hvilke konsentrasjoner det kan være snakk om for Aurevann er derfor usikkert, og det ble kun analysert for kvikksølv i få og sporadiske prøver etter brannen i Mykland (i noen av vannforekomstene) (Høgberget, 2010). Disse verdiene var på nanogram-nivå.

Betydning for drikkevannsproduksjon

Tungmetallene har grenseverdier i drikkevannsforskriften og det er viktig at disse overholdes grunnet helsefare. Uorganisk kvikksølv og organisk kvikksølv (metylkvikksølv) er funnet å koagulere godt i nærvær av NOM (Henneberry mfl., 2011). Det antas derfor at tungmetaller i stor grad vil felle ut i koaguleringsstrinnet, men dersom det oppdages betraktelig endrede nivåer i råvannet etter skogbrann bør dette få tett oppfølging.

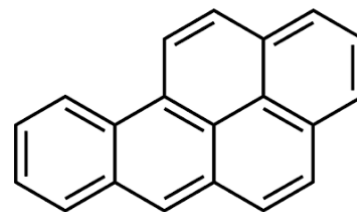
3.3.2.5 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Ved underskudd på oksygen i forbrenningsprosessen av organisk materiale i nedbørfeltet kan *polysykliske aromatiske hydrokarboner* (PAH) dannes. Økte konsentrasjoner av PAH-er, samt omfang av økt smak og lukt, kan kanskje by på utfordringer for drikkevannsproduksjon med råvann fra Aurevann etter en skogbrann i fremtiden. Det vil i så fall være avhengig av omfang av skogbrannen og hvor mye NOM som finnes i nedbørfeltet, samt grad av ufullstendig forbrenning. PAH vil kunne vaskes ut av nedbørfeltet til overflatevann, og vil også kunne transportert via atmosfæren og deponeres (Figur 18).



Figur 18: Konseptuell figur som beskriver dannelse og transport av PAH i forbindelse med skogbrann. PAH kan bli transportert til vannforekomster etter en skogbrann via avrenning fra nedbørfeltet eller via nedbør. Det er kanskje særlig PAH-tilførsler fra nedbørfelt til råvannskilde det er interessant å forstå omfanget av. Figur fra (Kieta mfl., 2022).

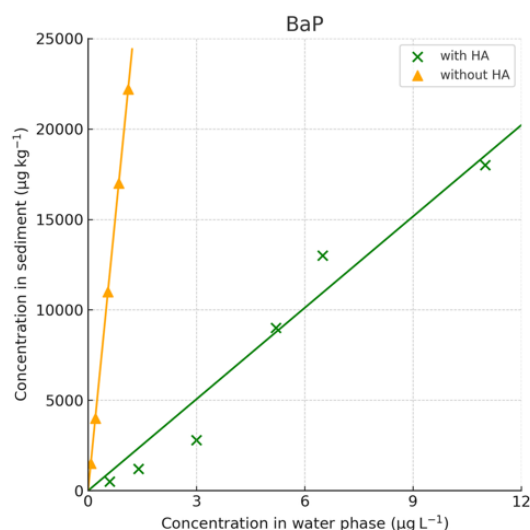
Konsentrasjonen av PAHer er som regel lav i vannforekomster i Norge, men konsentrasjonen har vist seg å kunne øke betraktelig etter skogbrann (Campos & Abrantes, 2021). PAH er en samlebetegnelse på flere hundre forbindelser (Raelison mfl., 2023). Det er derfor ikke praktisk mulig, og heller ikke særlig meningsfullt, å analysere på alle typer PAH som finnes når man skal overvåke vannkvaliteten i drikkevannsanlegg. Enkelte PAH forbindelser er derimot funnet å være mer helseskadelige, og det for slike man analyserer på (markørforbindelser). Grenseverdien for slike forbindelser er for drikkevannskvalitet satt lavt (0,01-0,1 µg/L). Et eksempel på struktur for et slikt PAH, Benzo(a)pyrene (BaP), er gitt i Figur 19.



Figur 19: Benzo(a)pyrene (BaP) er et av mange polysykliske aromatiske hydrokarboner som dannes ved ufullstendig forbrenning ved 300-600 °C. BaP er kreftfremkallende. Grenseverdien for BaP i drikkevannsforskriften er satt til 0,01 µg/L. Figur fra Wikipedia.

PAH anses generelt ikke å være noe problem i norsk drikkevann. Det at klimaendringer kan gi høyere forekomst av skogbrann i Norge gjør derimot PAH mer interessant. Det har også globalt vært en økende interesse for sammenhengen mellom skogbrann og PAH-avrenning til vannforekomster, og selv om tema ikke har vært særlig mye undersøkt frem til i dag har det stadig kommet mer i fokus (Campos & Abrantes, 2021). Det er allikevel et behov for mer data fra nedbørfelt og vannforekomster som har vært utsatt for skogbrann (Raelison mfl., 2023).

I vannforekomster generelt, og også i råvannskilder som brukes for produksjon av drikkevann (der det ofte ikke er særlig grad av annen PAH-forurensning i nedbørfeltet), er det



Figur 20: Økt løselighet (om lag 10x) av Benzo(a)pyrene (BaP) med NOM til stede i vannfasen. Konsentrasjonen av tilsatt organisk karbon er 30 mg C/l. Grafen er compilert med data fra (Anh mfl., 2018).

blitt påvist høye konsentrasjoner av PAH etter skogbrann og opp mot det dobbelte av gitte grenseverdier for drikkevann (Kieta mfl., 2022). Høye konsentrasjoner er funnet i vannprøver, men ofte finnes forhøyede konsentrasjoner av PAH i prøver fra innsjøsediment. Også etter skogbrannen i Mykland ble det påvist høye konsentrasjoner av PAH i innsjøsedimentene (Høgberget, 2010). Det at konsentrasjonen av PAH etter skogbrann særlig øker i sedimentet er fordi PAH er hydrofobe (vannavstøtende) forbindelser og har med det en tendens til å adsorberes til partikler, på uorganisk sediment eller organisk materiale. At PAH er hydrofobe

forbindelser betyr derimot ikke at de ikke også kan holde seg i vannfasen i lengre over perioder og med det bli med vannfasen inn i vannbehandlingsanlegg. Hvordan hydrofobe PAHer kan være assosiert med NOM har vært relativt lite forsket på, men det har blitt vist at PAH kan transporteres fra nedbørfeltet i vannfasen, samt deretter holdes i større grad i vannfasen adsorbert til NOM (Figur 20)(Anh mfl., 2018; Golding mfl., 2005). En god forståelse av NOM i nedbørfeltet og avrenning er derfor trolig viktig for å forstå transport og omfang av PAH fra nedbørfeltet og til vannforekomst etter en skogbrann.

Betydning for drikkevannsproduksjon

Øvre grenseverdi må overholdes. Oksidering med kaliumpermanganat, etterfulgt av koagulering med jernklorid og påfølgende klorering har vist å fjerne PAHer fra drikkevann (Gutierrez-Urbano mfl., 2021). Det vises til flere biologiske behandlingsmetoder som fytoremediering (bruk av mikrober til nedbrytning), adsorpsjon til biokull eller aktivert karbon, oksidasjonsprosesser, koagulering eller helst en kombinasjon av disse (Mojiri mfl., 2019). Poenget med kombinerte metoder er å nedbryte og fullstendig eliminere PAHer så man ikke bare flytter problemet over til et annet sted (Mojiri mfl., 2019).

3.3.2.6 Endret konsentrasjonen og sammensetning av alger

Eutrofiering er en naturlig prosess i innsjøer, men kan påvirkes og ofte akselereres via en ytre påvirkning. I den sammenhengen har NOM blitt vist å kunne bidra til endret konkurranseforhold mellom alger og videre til økt algeproduksjon i innsjøer (Rohrlack, 2023). Dette er blant annet fordi NOM har vist seg å være en viktig karbonkilde for mixotrofe alger, da NOM består av om lag 50 % karbon. Konsentrasjoner av næringsstoffer som fosfor og nitrogen er viktig, og etter en skogbrann kan konsentrasjonen av næringsstoffer øke for en periode. Etter en skogbrann vil en mulig økt erosjon i nedbørfeltet kunne føre til økt lysspredning via tilførsler av minerogene partikler. I Aurevann har det derimot ikke blitt målt særlig turbiditet (selv etter uværet Hans i 2023). Lavere konsentrasjoner av NOM vil påvirke absorpsjonen av lys, da NOM har store konjugate systemer som kan absorbere lys i den blå delen av lysspekteret der alger driver fotosyntese (PAR-lys, VIS). Med det vil lystilgangen kunne øke og lysspekteret endres via mindre tilført NOM for en periode etter en skogbrann. Samtidig som en mulig økning av næringsstoffer, og i tillegg muligheter for bedre lysforhold for fotosyntese i vannforekomsten, kan resultatet av en skogbrann bli økt primærproduksjonen og en mulig sterk oppblomstring av konkurransedyktige alger i råvannskilden (Rohrlack & Haaland, 2017).

Betydning for drikkevannsproduksjon

Økte konsentrasjoner av alger kan være en utfordring for filtreringsprosesser i drikkevannsbehandlingen (Haaland mfl., 2018). Det samme gjelder for blågrønnalger, der enkelte også kan produsere giftige cyanotoksiner som microcystin (Samdal mfl., 2021) og lukt- og smaksstoffer som geosmin. Microcystiner fjernes med GAC eller ozon (Hem, 2006).

3.3.2.7 Oppsummering

Blant de vurderte vannkvalitetsendringene anses økte konsentrasjoner av næringsstoffer og NOM i råvannskilden som de mest sannsynlige, men de vil trolig forekomme på forskjellig tidspunkt. Økte nivåer av PAH og tungmetaller i vannfasen er mer usikkert, men kan ikke utelukkes. Dette har dannet grunnlag for følgende spesifikke liste over uønskede hendelser som følge av skogbrann (Tabell 6):

Tabell 6: Spesifikk liste over uønskede hendelser etter skogbrann i Aurevanns nedbørfelt

Uønsket hendelse – spesifikk liste		
Rang	Delobjekt	Uønsket hendelse
1	Behandlet drikkevann	Microcystin i drikkevannet
2	Behandlet drikkevann	PAH overstiger grenseverdier i drikkevannet
3	Behandlet drikkevann	Kvikksølv overstiger grenseverdier i drikkevannet
4	Behandlet drikkevann	Tungmetaller overstiger grenseverdier i drikkevannet
5	Koagulering-filtrering	Svikt i vannbehandlingen grunnet økt NOM i råvann
7	Behandlet drikkevann	Lukt- og smaksproblematikk

3.3.3 Vurdering av identifiserte uønskede hendelser

Kriteriene i Mattilsynets veileder *Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyning* (Medby mfl., 2017) er benyttet til vurdering av sannsynlighet, konsekvens og risikonivå. Det er valgt ett nivå for hendelsens sannsynlighet, mens konsekvens vurderes både i forhold til kvalitet på drikkevannet og leveranse. Omdømme og økonomi er ikke tatt med her, da det går utenfor denne oppgavens rammer. Rød farge tilsvarer at risiko må reduseres og forebyggende tiltak skal iverksettes. Gul farge betyr aktiv risikohåndtering og at nye forebyggende tiltak skal vurderes. Grønn farge betyr at eksisterende forebyggende tiltak og drift av barrierer er tilstrekkelig.

Følgende forutsetninger er gjeldende for analysen:

1. Det vurderes uønskede hendelser som kan oppstå som en effekt av skogbrann i nedslagsfeltet til Aurevann (kvalitativ vurdering)

2. Nåsituasjon og allerede iverksatte tiltak er inkludert i vurderingen
3. Den omhandler risiko for abonnenter

Microcystin i drikkevannet

- Microcystin kan forekomme i råvannet, og har blitt målt i lav konsentrasjon tidligere (Skulberg, 2004).
- *Dolichospermum lemmermanii* forekommer tidvis i Trehørningsvassdraget i sommermånedene.
- Det er en stund siden det har vært oppblomstring i Aurevann da det er utført tiltak for å unngå å tilføre alger fra Småvann som ligger oppstrøms, som NIVA har identifisert som den viktigste årsaken funn av alger i Aurevann (Tjomsland & Skulberg, 2005).
- En økt tilførsel av næringsstoffer direkte til Aurevann sannsynliggjør en oppblomstring av cyanobakterier i sommerhalvåret dersom også andre forhold, som temperatur og lys, ligger til rette for det.
- Med en mulig nedgang i NOM umiddelbart etter skogbrann, øker sannsynligheten for algeoppblomstring i den samme perioden.
- Cyanobakteriene oppholder seg i epilimnion i de øverste fem meterne (Skulberg, 2004). Hendelsen er avhengig av at flere ting sammenfaller for at microcystin kommer inn i anlegget, som at oppblomstringen sammenfaller med sirkulasjonsperiode. Dette senker tidsvinduet hvor det er sannsynlig at microcystin når råvannsinntaket, men kan ikke utelukkes.
- Microcystin som er frigitt i vannfasen (ikke intracellulært) fjernes ikke med koaguleringsanlegg, men kan reduseres med Granular Activated Carbon (GAC) og delvis ozon (Hem, 2006). Aurevann VBA har ikke GAC eller ozon.

Hendelse	Tema	S-nivå	K-nivå	Risiko
Microcystin i drikkevannet	a: Kvalitet	S1-b	K4	S1 + K4
	b: Leveranse		K3	S1 + K3

Sannsynlighet: Faglig skjønn tilsier at hendelsen ikke kan utelukkes.

Konsekvens kvalitet: Alvorlig brudd på gjeldende krav, fare for liv og helse, drikkevannsforskriften §9-2 trer i kraft

Konsekvens leveranse: Langvarig svikt (dager) i forsyningen til enkelte områder.

PAH overstiger grenseverdier i drikkevannet

- Økte verdier av PAH i råvann og sediment er funnet etter skogbrann. Opptil dobbelt så mye som grenseverdien i drikkevann (Kieta mfl., 2022).
- Det er usikkert hvor mye PAH som kan fjernes i Aurevanns drikkevannsbehandling.

- PAH har kreftfremkallende egenskaper i varierende grad og kan gi skade på reproduksjonsevne.
- Det forventes midlertidig stans i drikkevannsproduksjonen for å hindre videre spredning.

Hendelse	Tema	S-nivå	K-nivå	Risiko
PAH overstiger grenseverdier i drikkevannet	a: Kvalitet	S1-b	K4	S1 + K4
	b: Leveranse		K4	S1 + K4

Sannsynlighet: Faglig skjønn tilsier at hendelsen ikke helt kan utelukkes

Konsekvens kvalitet: Alvorlig brudd på gjeldende krav, fare for liv og helse, drikkevannsforskriften §9-2 trer i kraft

Konsekvens leveranse: Langvarig svikt som rammer flertallet av abonnentene

Kvikksølv overstiger grenseverdien i drikkevannet

- Kvikksølv kan løses i nedbørfeltet ved en nedgang i pH i jordsmonnet. Dette kan lede til økte konsentrasjoner i råvannet.
- Det ble ikke funnet spesielt forhøyede verdier etter Mykland, og verdiene i bekkene ble målt til nanogramnivå. Grenseverdien er lav (1 µg/l) og i Aurevanns behandlede drikkevann er det målt 0,0006 µg/l gjennomsnittlig i 10 analyser.
- Det antas at kvikksølv binder seg til NOM i koaguleringsprosessen og vil i stor grad fjernes i dette rensetrinnet (Henneberry mfl., 2011).
- Uorganisk kvikksølv ($\text{Hg}^+/\text{Hg}^{2+}$) har akutt helsefare. Metylkvikksølv (Me-Hg) klassifiseres som mulig kreftfremkallende¹⁸.

Hendelse	Tema	S-nivå	K-nivå	Risiko
Kvikksølv overstiger grenseverdien i drikkevannet	a: Kvalitet	S1-b	K4	S1 + K4
	b: Leveranse		K4	S1 + K4

Sannsynlighet: Faglig skjønn tilsier at hendelsen ikke helt kan utelukkes

Konsekvens kvalitet: Alvorlig brudd på gjeldende krav, fare for liv og helse, drikkevannsforskriften §9-2 trer i kraft

Konsekvens leveranse: Langvarig svikt som rammer flertallet av abonnentene

¹⁸ <https://www.fhi.no/sm/drikkevann/handbok-innhold-i-drikkevann/inhold-i-drikkevann/kjemikalier-i-drikkevann/?term=#kvikkslv>

Tungmetaller (unntatt kvikksølv) overstiger grenseverdien i drikkevannet

- Tungmetaller kan løses i nedbørfeltet ved en nedgang i pH i jordsmonnet. Dette kan lede til økte konsentrasjoner i råvannet, men avhenger konsentrasjoner som finnes i nedbørfeltet.
- I Mykland ble det funnet noen forhøyede verdier av bly (maks 1,5 µg/l) og sink. Sink har ingen grenseverdi, og grenseverdien for bly er 10 µg/l. I Aurevanns behandlede drikkevann er det målt svært lave verdier.
- Det antas at tungmetaller binder seg til NOM i koaguleringsprosessen.

Hendelse	Tema	S-nivå	K-nivå	Risiko
Tungmetaller overstiger grenseverdier i drikkevannet	a: Kvalitet	S1-a	K4	S1 + K4
	b: Leveranse		K4	S1 + K4

Sannsynlighet: Faglig skjønn tilsier at hendelsen ikke helt kan utelukkes

Konsekvens kvalitet: Alvorlig brudd på gjeldende krav, fare for liv og helse, drikkevannsforskriften §9-2 trer i kraft

Konsekvens leveranse: Langvarig svikt som rammer flertallet av abonnentene

Svikt i vannbehandlingsprosessen grunnet økt NOM i råvann

- Høy konsentrasjon av NOM i råvannet ga problemer med vannbehandlingsprosessen i 2023.
- Produsert vannmengde måtte reduseres for å unngå potensiell helsefare. Krav om produksjonsmengde til kommunen kunne ikke nås.

Hendelse	Tema	S-nivå	K-nivå	Risiko
Svikt i vannbehandlingsprosessen grunnet økt NOM	a: Kvalitet	S4-a	K1	S4 + K1
	b: Leveranse		K3	S4 + K3

Sannsynlighet: Hendelsen forekommer fra tid til annen i vannverket.

Konsekvens kvalitet: Kvalitet påvirkes noe, men krav overholdes.

Konsekvens leveranse: Langvarig svikt (dager) i forsyningen til enkelte områder.

Lukt og smak på drikkevannet

- Lukt- og smaksproblematikk kan forekomme av flere årsaker, som algeoppblomstring og antagelig brente masser eller direkte røyklukt fra brann

Hendelse	Tema	S-nivå	K-nivå	Risiko
Lukt og smak på drikkevannet	a: Kvalitet	S3-b	K2	S3 + K2
	b: Leveranse		K1	S3 + K1

Sannsynlighet: Vannverket har selv opplevd enkeltstående tilfeller

Konsekvens kvalitet: Kortvarig, mindre brudd på gjeldende krav

Konsekvens leveranse: Ubetydelig påvirkning

Brannomfang og tilførsel fra nedbørfelt

Det vurderes at minst 14 % av nedbørfeltet kan brenne ved skogbrann, men at 79 % av området har høyt skogbrannpotensiale. Brannspredning avhenger spesielt av vindforholdene og slokkeinnsats. Aurevann har stort nedbørfelt-innsjø-forhold (arealet til nedbørfeltet er 67 ganger så stort som arealet til Aurevann) og kan derfor ved stort brannomfang motta store mengder forurenset avrenning. Med kort teoretisk oppholdstid vil forurensingen fornyes hver 47 dag så lenge det er brente masser tilgjengelig.

Brannintensitet

Brannintensiteten vil påvirke stoffene i asken og avrenningen.

3.3.4 Tiltak

Forslag til strakstiltak og langsiktige tiltak er gitt i Tabell 7.

Tabell 7: Forslag til tiltak for hver uønskede hendelse.

Tiltak – spesifikk liste	
Uønsket hendelse	Beskrivelse av tiltak
Microcystin i drikkevannet	- Strakstiltak: Stans i drikkevannsproduksjon - Strakstiltak: Iverksette eksisterende tiltak ved å «skimme» algene fra overflaten ved å la Aurevann gå i overløp. Begrenset til dagtid (når alger befinner seg i overflaten). - Langsiktig: Nytt prosessstrinn - GAC
PAH overstiger grenseverdier i drikkevannet	- Strakstiltak: Stans i drikkevannsproduksjonen - Langsiktig: Identifisere nytt prosessstrinn
Kvikksølv overstiger grenseverdier i drikkevannet	- Strakstiltak: Stans i drikkevannsproduksjonen - Kartlegge nivåer i nedbørfeltet

Tungmetaller overstiger grenseverdier i drikkevannet	• Strakstiltak: Stans i drikkevannsproduksjonen • Kartlegge nivåer i nedbørfeltet
Svikt i vannbehandlingen grunnet økt NOM i råvann	• Strakstiltak: Sende forurenset vann til førstefiltrat • Strakstiltak: Senke produksjonsmengde for å gjenvinne kontroll • Langsiktig: Øke kapasitet i eksisterende behandling
Lukt- og smaksproblematikk	• Strakstiltak: identifisere årsak

3.3.5 Overvåking og tidlig varsel

Dersom det oppstår en skogbrann i nedbørsfeltet, foreslås det å følge følgende punktliste for å vurdere brannens påvirkning på råvann og vannforsyning:

1. Innledende vurderinger for å bedømme umiddelbar risiko:

- Er det sirkulasjonsperiode?
- Hva er hydrologisk status i nedbørfeltet? Bruk SeNorge.no
- Hva er brannomfanget og intensiteten på brannen?
- Hvor har det brent? Brannområde.

Hvorfor viktig	Hjelp til vurdering
Sirkulasjonsperioden fører avrenning ned til inntaket	Vår: Inntreffer vanligvis i overgangen april/mai (kortvarig sirkulasjon) Høst: Inntreffer vanligvis i overgangen august/september når vannet er ca. 15 °C (se trend for online-temperatur – ingen lagdeling)
Hydrologisk status sier noe om forventet overflateavrenning eller infiltrasjon	Et vannmettet nedbørfelt vil føre til mye overflateavrenning. Undersøk grunnvannstand og se på nedbørshistorikk for perioden.
Brannomfang og intensitet bestemmer påvirkning	Høy intensitet: all vegetasjon og røtter er brent bort. Hvitt askelag. Lav intensitet: Vegetasjonen er i stor grad intakt, men noe svidd.
Brannområdet er viktig for å dømme forsinkelse og eventuell fortynning	Småvann: Antatt lav grad av fortynning Byvann: Noe fortynningseffekt, evt. sedimentering Trehørningen: Noe fortynningseffekt, evt. sedimentering

2. Avhengig av innledende vurderinger, hvor *pågående sirkulasjonsperiode, en tung nedbørsperiode, stort brannomfang og -intensitet og nærhet til Aurevann*, ansees som verst:

- Vurder akutt nedstenging av anlegget for å hindre inntak av forurenset vann i vannbehandlingsanlegget
- Iverksett prøvetakingsplan for skogbrann

Analyseprogram bør inkludere microcystin, klorofyll-a, total fosfor, fosfat, total nitrogen, nitrat, nitritt, ΣPAH (4), benzo(a)pyren, benzen, kvikksølv (uorganisk), metylkvikksølv (Me-Hg), bly, krom, kadmium og pH, TOC og fargetall.

Prøvetakingen bør iverksettes så raskt som mulig etter skogbrannen. Ved mulighet bør en prøve av råvannet tas før første nedbørshendelse for å kunne sammenlikne med verdier i produsert drikkevann (normalverdier som det allerede analyseres for). Dette er for å vurdere anleggets evne til å fjerne parametere forbundet med skogbrann. Videre bør overflaten av vannforekomsten, råvannsinntaket og behandlet drikkevann være en del av prøvetakingsplanen. Ved å ta prøver under en nedbørshendelse vil de mest alvorlige forurensningsnivåene fanges opp. Prøver bør tas med minimum månedlig frekvens.

3. Dersom skogbrannen forekommer i sommermånedene (mai til august), før sirkulasjonsperioden, bør ekstra tilsyn med vassdraget iverksettes for å tidlig oppdage en eventuell algeoppblomstring.

4 Diskusjon

Formålet med denne masteroppgaven har vært å samle kunnskap om skogbranns effekter på vannkvalitet og vannbehandlingsprosess, for å bistå den norske vannbransjen med risikovurdering av overflatevann som drikkevannskilde. Arbeidet har vært basert på en risikovurdering av caseområdet Aurevann, med observerte vannkvalitetsendringer etter tidligere branner som referanse.

Den kvalitative risikovurderingen har identifisert flere potensielle vannkvalitetsendringer og scenarioer som direkte eller indirekte kan forårsakes av skogbrann i Aurevanns nedbørfelt. Hypotesen var at (i) fargetallet, som i dag allerede belaster prosessen via høyt NOM-innhold, vil øke etter skogbrann og redusere produksjonskapasitet, (ii) turbiditeten, som hittil ikke har vært et problem, kan stige som følge av erosjon, og (iii) økt næringstilførsel vil øke sannsynligheten for algeoppblomstring.

Risikovurderingen har resultert i at det mest sannsynlige scenariet er en økning i næringsstoffer (fosfor, nitrogen) som kan forårsake oppblomstring av cyanobakterier og muliggjøre funn av microcystin i råvannet. Økt avrenning av NOM anses også som sannsynlig på sikt, med negative konsekvenser for vannbehandlingsprosessen. Påvirkning fra PAH og tungmetaller vurderes som mer usikker, men kan ikke utelukkes. Lukt- og smaksendringer kan også forekomme av flere årsaker. Dermed svarer funnene direkte på delmål (1) kartlegge mulige vannkvalitetsendringer og (2) vurdere konsekvensene for Aurevanns renseprosess.

4.1 Skogbrann og vannkvalitet

Det er flere parametere forbundet med skogbrann som er nevnt i Tabell 1, men ikke diskutert i større grad grunnet Aurevannsanleggets vannbehandlingsprosess (som er beskrevet innledningsvis). En endring i råvannets pH i seg selv ansees ikke som et problem for prosessen ettersom det likevel pH-justeres i første trinn. Det samme gjelder en økning i aluminium og jern i vannforekomsten, da Aurevann VBA benytter metallkoagulant i koaguleringsstrinnet. Aluminium- og jernkoagulanter er de vanligste å benytte i koaguleringsanlegg (Ødegaard, 2012). For økosystemet spiller disse parameterne en rolle, men den problematikken omtales ikke i denne oppgaven.

Turbiditet har hittil ikke vært et problem i Aurevann, men inngikk som en del av hypotesen fordi erosjon kan mobilisere partikler. Suspendert stoff, som helst omtales som turbiditet i drikkevannsbransjen, er av de vanligste konsekvensene som er rapportert i internasjonal litteratur etter skogbrann. Det er likevel valgt å ikke legge stor vekt på denne parameteren i oppgaven ettersom det i tidligere år ikke er rapportert særlig endringer i turbiditet i Aurevann. Erosjon knyttes gjerne til korte, intense nedbørhendelser som skaper kraftig avrenning (Smith mfl., 2011), og Aurevann viste liten respons selv under uværet *Hans* 2023. Ettersom kraftige nedbørhendelser regnes som en viktig driver for erosjon, er det derfor lett å tenke at en slik effekt allerede burde ha kommet til syne i Aurevann. Dette utelukker likevel ikke at turbiditetsnivået kan stige dersom vegetasjon og jorddekke endres vesentlig. Dersom økt turbiditet likevel skulle forekomme, vil dette ha negativ effekt på vannbehandlingsprosessen slik den er i dag fordi det vil bety ekstra belastning på filtrene.

Konsentrasjonen av NOM i Aurevann er allerede et problem for dagens vannbehandlingsanlegg, og det er pågående utredninger for å iverksette bygging av en forfiltreringsprosess. Siden nytt prosesstrinn fortsatt ligger flere år frem i tid, er nåværende vannbehandling sårbar for selv moderate økninger i fargetall, noe regresjonsanalysen fra 2023 indikerer (Figur 15). Derfor er *svikt i vannbehandlingsprosessen grunnet økt NOM* vurdert pessimistisk i risikovurderingen, med tanke på at en skogbrann kan oppstå lenge før nytt rensetrinn er på plass.

Oppblomstring av cyanobakterien *Dolichospermum lemmermanii* er ikke usannsynlig i Aurevann, og har forekommet flere ganger. Det er likevel grunn til å tro at eksisterende tiltak har god effekt ettersom det ikke har vært observert algeoppblomstring i Aurevann på en del år. En endret næringsstofftilgjengelighet vil derimot øke sannsynligheten betydelig, noe som gjør at det heller ikke kan utelukkes at det vokser opp microcystinproduserende stammer. Selv om det, som nevnt i risikovurderingen, er mange hendelser som må sammenfalle for å introdusere microcystin i vannbehandlingsanlegget, så velges det her et pessimistisk anslag grunnet den store helsefaren.

Lukt og smak er lite omtalt i litteraturen i forbindelse med skogbrann, men det er godt kjent at geosmin og 2-MIB (2-metyl-isoborneol) fra algeoppblomstring kan skape lukt- og smaksproblematikk. Lukt og smak fra brente masser og røyk kan også tenkes å være en nært forestående endring etter skogbrann, men det er ikke funnet forskningsartikler som beskriver dette. I drikkevannsforskriftens formålsparagraf står det at drikkevannet skal være uten fremtredende lukt og smak (Drikkevannsforskriften, 2016). Det trekkes derfor frem at

lukt- og smaksproblematikk også er et brudd på kravene i drikkevannsforskriften, selv om det i seg selv ikke utgjør en helsefare.

PAH er den store jokeren som bør undersøkes videre. PAHs varierende løselighet, adsorpsjon til NOM og kompliserte vannbehandlingsmetoder gir grunnlag for å vurdere parameteren som en potensiell helsefare etter skogbrann.

4.1.1 Tiltak

Tiltakene som er beskrevet er svært generelle og vurderer at flere av hendelsene må løses med en stans i drikkevannsproduksjonen. Oppgavens formål var i hovedsak å vurdere endringer i råvannskvalitet og problemer med vannbehandlingsprosessen og det er derfor ikke gått dypt inn i vurdering av tiltak. Det tydeliggjøres derimot at det ikke finnes rensetrinn for microcystin, og at det er usikkert hvorvidt PAH kan fjernes i eksisterende vannbehandlingsmetode.

4.2 Metode

4.2.1 Valg av metode

Hensikten med en risikovurdering er å identifisere potensielle farer før de har oppstått, i tråd med oppgavens hensikt. Selv om det er usikkert hvordan responsen i et nedbørfelt blir etter skogbrann, ansees det som en god øvelse å ha forutsett noen endringer som *kan* forekomme i det aktuelle nedslagsfeltet, og vurdert disse i lys av de lokale forholdene i råvannskilden og i vannbehandlingsanlegget.

Bruk av veilederen *Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyning* (Medby mfl., 2017) for vurdering av risikonivå var et bevisst valg ettersom dette er en veileder som retter seg spesifikt mot vannforsyningsbransjen og derfor antatt mye benyttet.

4.2.2 Styrker og svakheter ved metoden

Metodisk er analysen delt inn i flere ledd; kartlegging av caseområdet og analyseobjekt, vurdering av analysedata fra råvann og behandlet vann, bruk av klimamodeller, NOM-prediksjoner og historiske hendelser (Hans 2023 og tørkesommeren 2018), samt sammenlikning med skogbrannen i Mykland.

En styrke ved metoden er at den bygger på ferske vannkvalitetsdata fra Aurevann (2017 – 2025) og baserer seg på inngående lokal kunnskap om innsjøens sirkulasjonsmønster, noe

som gir et mer presist grunnlag for å vurdere risiko. Begrensningen er først og fremst knyttet til at analysen er teoretisk; det finnes ingen reelle skogbrannhendelser i området som kan bekrefte de forventede vannkvalitetsendringene. Dette vil også være tilfellet for så godt som alle norske vannverk. I tillegg innebærer det en viss svakhet at vurderingen i stor grad baserer seg på én referansebrann.

Det knytter seg store usikkerheter i hvordan vannkvaliteten i råvannet vil endres etter skogbrann ettersom de avhenger av lokale forhold (Lydersen mfl., 2014). Det er likevel gode grunner til å tenke at resultatene fra Mykland er overførbare. Som Aurevann befinner Mykland seg i et område uberørt av jordbruk og industri. Skogen er preget av furu, og vannet er relativt surt og humøst. Av de berørte vannene er det Hundsvatn som er nærmest Aurevann i størrelse og som hadde størst nedbørfelt-innsjø-forhold. Hundsvatn opplevde de største endringene i nivå for flere parametere, og det er i vurderingen ofte referert til disse verdiene.

Ved å se på data fra 2017 til 2025 har det blitt fanget opp et år preget av ekstrem tørke (2018) og et flomår (2023). Ekstremværet *Hans* i 2023 og den påfølgende nedbøren samme høsten er et godt eksempel på hvordan vannkvaliteten endres i Aurevann med negativ påvirkning på vannbehandlingprosessen. Hvorvidt uværet *Hans* er en god sammenlikning med effekter av skogbrann er heller usikkert, men det var en god mulighet til å observere respons av flom i nedbørfeltet.

Lydersen mfl. (2014) fant som nevnt at NOM-konsentrasjonen (målt som TOC) sank direkte etter brannen, og knytter dette opp mot forbrenning av det organiske materiale i nedbørfeltet. Erfaringen fra *Hans* er at vannbehandlingsanlegget måtte redusere kapasiteten (produsert vannmengde) for å få kontroll på situasjonen, selv om hendelsen i seg selv ikke ledet til avvik fra kravene i drikkevannsforskriften. Det *Hans* derimot er et godt eksempel på, er problematikken med økende konsentrasjon av NOM og anleggets behandlingsevne. På toppen av dette vil trolig også konsentrasjonen av NOM i Aurevann øke i tiden som kommer, noe som ble vist med bruk av metodikk tilsvarende det som tidligere har blitt benyttet for Glitre (Hansen, 2021).

4.2.3 Resultater påvirket av metodevalg

Analysen tar utgangspunkt i at en eventuell skogbrann inntreffer etter en tørkeperiode i vår- eller sommermånedene, og at påfølgende intense nedbørhendelser på sensommeren eller høsten fører til økt forurensning. Dette valget har konsekvenser for vurderingen av risiko; det er ikke vurdert scenarioer med brann i vinterhalvåret, som riktignok vurderes som mindre

sannsynlig for Aurevann. Sirkulasjonsperioden på våren er ikke studert i detalj på samme måte som høstsirkulasjonen i denne oppgaven.

Regresjonsanalysen for råvannsfarge og drikkevannsfarge er kun basert på data fra 2023. En lenger tidsserie kunne ha vist bedre eller dårligere korrelasjon, men ville antageligvis ikke vært representativ da det gjøres større endringer i prosessen med jevne mellomrom som påvirker anleggets renseevne. Det kan derfor være større endringer fra år til år, som endringer i automasjonen eller spyleregime. Det virket likevel som en nyttig sammenheng å inkludere for å vise at prosessen bare klarer å fjerne en gitt prosentdel av det organiske innholdet. Dette betyr at økende fargetall i råvannet kan lede til at rentvannskvaliteten også blir dårligere.

4.2.4 Skogbrannpotensiale

NIBIOs kart for skogbrannpotensiale ble valgt for å identifisere kritiske områder i risikovurderingen. Kartet er sist oppdatert for fem år siden (i 2020), og siden den gang har det vært noe hogst på østsiden av Byvann og i nordenden av Aurevann. Det antas likevel at endringene er så små at det ikke er utslagsgivende for beregningen av prosentandel skogbrannpotensiale av ulik indeks, eller den overordnede konklusjonen om at nedbørfeltet har høyt skogbrannpotensiale.

4.3 Risikovurderingens overførbarhet til andre vannverk

Flere drikkevannskilder i Norge, da spesielt i Oslo-regionen, har liknende nedbørfeltkarakteristikk som Aurevann. Det kan derfor tenkes at betraktningene rundt forventet respons i vannforekomsten etter skogbrann er noenlunde lik. Listen over spesifikke hendelser og videre risikovurdering av vannbehandlingsanleggets evne til å håndtere disse vil derimot variere basert på hvert vannverks egne data. I tillegg må det nevnes, nok en gang, at den totale belastningen en innsjø vil motta kommer til å variere, og vil avhenge spesielt av nedbørfelt, brannomfang- og intensitet, limnologiske forhold, innsjøstørrelse, samt hydrologiske forhold. Aurevann er en liten og grunn innsjø, og med det relativt sårbar for vannkvalitetsendringer, spesielt med tanke på hvor stort nedbørfeltet er i forhold til selve innsjøen.

Planen for overvåking og tidlig varsel ved skogbrann (3.3.5) fremstår som en relevant metode for å angripe situasjonen for flere vannverk, med de forutsetninger om at deres egne lokale forhold er kartlagt og tabellen oppdatert med lokal informasjon om nedslagsfelt og råvannskilde.

For andre vannverk som ikke pH-justerer eller har koaguleringstrinn eller andre prosesstrinn som fjerner NOM og partikler, kan derimot påvirkningen av skogbrann være av *betydelig* større alvorlighetsgrad.

4.4 Videre arbeid og anbefalinger

Dersom en skogbrann forekommer, gjelder det å raskt få oversikt over råvannskvaliteten. Et prøveprogram bør være på plass i beredskapsplanene. Da det er knyttet usikkerhet til hvorvidt flere av parameterne enten løses i vannfasen og/eller fjernes i vannbehandlingen, bør spesielt disse ha høy prioritet i tiltaksarbeidet. PAH er ikke inkludert i normale råvannsanalyser (og det er det i utgangspunktet heller ingen grunn til under normale forhold), men det kan være interessant å finne ut hvilke basisnivåer det er snakk om.

4.4.1 Oppfordring til vannverkseiere

Ved å kjenne sin egen råvannskilde er det lettere å vurdere risikoen for forurensning etter skogbrann og i andre situasjoner. Råvannskildens sirkulasjonsperioder bør være kartlagt. Kontinuerlig overvåking av temperatur i vannfasen kan gi verdifull informasjon om dette. Det er også en stor fordel å ha kontinuerlig måling av parametere som fargetall eller optisk densitet, samt turbiditet for tidlig varsel på endringer i råvannskilden.

4.4.2 Forslag til forbedringer av prediksjon

En modell skal kunne være et verktøy for å forutse endringer før de har skjedd. I risikovurderinger for andre nedbørfelt kan det være interessant å benytte en nedbør-avløpsmodell, som for eksempel SWAT+. For å kunne benytte denne modellen er det behov for informasjon om jordsmonnet for å kunne beregne i hvilken grad vannet trekkes ned i jordmassene eller renner videre som overflateavrenning. Jord i skogområder er ikke kartlagt i hverken Norge eller verden, da fokusområdet til nå stort sett har vært avrenning fra jordbruksarealer. Det finnes tabellverdier som kan testes ut for å få kjørt programmet, men dette vil medføre usikkerheter i modelleringen. En annen utfordring er å simulere vannstrømmene etter brann da det ikke finnes tabellverdier som beskriver jordmassenes egenskaper etter brann.

Modeller må også kalibreres og valideres. Dette betyr at det er behov for en lengre overvåkingsperiode av vannstrøm (kubikkmeter vann per tidsenhet) i innløpsbekkene som kan mates til modellen for at den skal tilpasses virkeligheten. I etterkant av kalibreringen må

modellen valideres for å se hvor stort avvik det er mellom vannstrøm i en observert periode og hva som simuleres. I tillegg til vannstrøm er det behov for å kalibrere og validere vannkvalitetsparametere som er forventet økt etter skogbrann.

SWAT+ har begrensinger på hvilke vannkvalitetsparametere som kan simuleres. I og med at den er bygget for jordbruk og vannforvaltning er det i hovedsak TSS (totalt suspendert tørrstoff), fosfor og nitrogen som er tilgjengelige parametere.

En annen svakhet er at modellen tar for seg konsentrasjoner som blir tilført innsjøen ved bekkeinnløpet, og vil ikke si noe om distribusjon i vannmassene ellers, eller hjelpe vannverkseier med å vurdere hvorvidt den simulerte vannkvalitetsendringen vil observeres i inntaksvannet, som gjerne er dypt i innsjøen. Innsamling av data fra bekker og sedimenter i nedbørfeltet vil kunne styrke prediksjonene betydelig. Flere scenarier bør vurderes, inkludert vintertørke og branner med lav intensitet.

4.5 Avsluttende ord

Det forventes at mange vannverk ønsker å vite tiltak for å forhindre både skogbrann og tiltak for å forhindre at drikkevannskilden påvirkes. NIBIOs rapport *Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog* nevner noen forebyggende tiltak for skogbrann (Søgaard mfl., 2020). Det vil antageligvis være vanskelig å forhindre avrenning fra et brannområde hvis en skogbrann først har forekommet. Det som er interessant for vannverkseiere i en skogbrannssituasjon er hvilken påvirkning dette har med tanke på anleggets evne til å levere nok helsemessig, trygt drikkevann.

Det er komplisert å forutsi nøyaktig hvordan en skogbrann vil slå ut i Aurevann, men mye tyder på mer næringsstoffer og mer NOM i råvannet. Begge deler kan presse dagens renseprosess og øke risikoen for cyanobakterier og microcystiner, noe anlegget ikke har et eget trinn for å fjerne. Det er ikke nevnt utdypende i oppgaven hvor lenge en vannkvalitetsendring kommer til å vare, og dette kan heller ikke forutsies. Inntrykket er at frigjøring av ioner gjerne forekommer under de første avrenningsepisodene, og at økt næringsinnhold er mest fremtredende innenfor første år etter skogbrann. NOM vil brenne under skogbrannen og senere øke når nedbørfeltet revegeteres. I Mykland var forholdene tilnærmet normalisert etter fire år.

Hvis anlegget inntar helsefarlige stoffer som er utenfor anleggets renseevne, ansees midlertidig stans som den eneste sikre løsningen for å forhindre forringelse av drikkevannskvaliteten. Dette er hverken en praktisk eller en særlig robust løsning. Derfor bør

de hendelsene som er identifisert her vurderes nærmere i kommende tiltaks- og beredskapsplanlegging.

5 Konklusjon

Skogbrannpotensialet i Aurevann nedbørfelt er stort. Tilførsel av næringsstoffer etter skogbrann øker sannsynligheten for oppblomstring av cyanobakterier, som allerede forekommer tidvis med dagens næringstilstand i Trehørningsvassdraget.

Risikoanalysen viser at en skogbrann i nedbørfeltet til Aurevann kan føre til økt tilførsel av nitrogen og fosfor, og på sikt også naturlig organisk materiale (NOM). Dette øker risikoen for algeoppblomstring med mulig produksjon av microcystiner, samt lukt- og smaksproblemer og økt belastning på vannbehandlingsprosessen. Selv om påvirkning fra PAH og tungmetaller er mer usikker, vurderes konsekvensene som alvorlige dersom de forekommer.

Aurevannsanlegget har i dag ikke prosesstrinn som kan fjerne microcystin, og det er usikkert hvorvidt PAH fjernes. Dersom slike stoffer når inntaket, vil håndtering i stor grad måtte innebære midlertidig stans i drikkevannsproduksjonen, noe som bør unngås.

Litteratur

- Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33(5), 1419-1441. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4>
- Anh, V. D., Kazuichi, H., Ning, T., Akira, T., Yoshishige, H., & Takuya, K. (2018). Partition of polycyclic aromatic hydrocarbons in water-sediment system containing humic acid. *Vietnam Journal of Science and Technology*, 54, 273. <https://doi.org/10.15625/2525-2518/54/2A/11941>
- Basso, M., Vieira, D., Ramos, T., & Mateus, M. (2020). Assessing the adequacy of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to simulate post-fire effects on the watershed hydrological regime and water quality. *Land Degradation and Development*, 31. <https://doi.org/10.1002/ldr.3476>
- Braathén, H. F. V., Gundersen, C. B., Sample, J. E., Selvik, J. R., & de Wit, H. A. (2018). *Atmospheric deposition and lateral transport of mercury in Norwegian drainage basins: A mercury budget for Norway* (NIVA 7310-2018). NIVA.
- Campos, I., & Abrantes, N. (2021). Forest fires as drivers of contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons to the terrestrial and aquatic ecosystems. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 24, 100293. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100293>
- Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47-58. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.09.001>
- Chen, J., & Chang, H. (2022). A review of wildfire impacts on stream temperature and turbidity across scales. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 47(3), 369-394. <https://doi.org/10.1177/03091333221118363>
- Chuan, M. C., Shu, G. Y., & Liu, J. C. (1996). Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, 90(3), 543-556. <https://doi.org/10.1007/BF00282668>
- da Silva Cerozi, B., & Fitzsimmons, K. (2016). The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresource Technology*, 219, 778-781. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.079>
- Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB). (2019). *Beredskapsanalyse skogbrann*.
- Forskrift om vannforsyning og drikkevann (2016). <https://lovdata.no/forskrift/2016-12-22-1868>
- Eikebrokk, B. (2012). *Veiledning for drift av koaguleringsanlegg* (Norsk Vann Rapport 188/2012). Norsk Vann.
- Eikebrokk, B., Lund, V., & Moberåten, J. (2018). *UV-desinfeksjon av drikkevann: En suppleringsrapport til UV-veiledningen av 2008* (Norsk Vann rapport 240/2018). Norsk Vann.
- Eikebrokk, B., Saltnes, T., & Ødegaard, H. (2001). *Restmetall i drikkevann* (VANN 3-2001).
- Elliott, S., Hornberger, M., Rosenberry, D., Frus, R., & Webb, R. (2024). A Conceptual Framework to Assess Post-Wildfire Water Quality: State of the Science and Knowledge Gaps. *Water Resources Research*, 60. <https://doi.org/10.1029/2023WR036260>
- Finstad, A. G., Andersen, T., Larsen, S., Tominaga, K., Blumentrath, S., de Wit, H. A., Tømmervik, H., & Hessen, D. O. (2016). From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Sci Rep*, 6, 31944. <https://doi.org/10.1038/srep31944>
- Francos, M., Stefanuto, E. B., Úbeda, X., & Pereira, P. (2019). Long-term impact of prescribed fire on soil chemical properties in a wildland-urban interface. Northeastern Iberian Peninsula. *Science of The Total Environment*, 689, 305-311. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.434>

- Golding, C. J., Smernik, R. J., & Birch, G. F. (2005). Investigation of the role of structural domains identified in sedimentary organic matter in the sorption of hydrophobic organic compounds. *Environ Sci Technol*, 39(11), 3925-3932. <https://doi.org/10.1021/es048171h>
- Gutierrez-Urbano, I., Villen-Guzman, M., Perez-Recuerda, R., & Rodriguez-Maroto, J. M. (2021). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in conventional drinking water treatment processes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 243, 103888. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103888>
- Hallema, D. W., Sun, G., Caldwell, P. V., Norman, S. P., Cohen, E. C., Liu, Y., Bladon, K. D., & McNulty, S. G. (2018). Burned forests impact water supplies. *Nature Communications*, 9(1), 1307. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03735-6>
- Hansen, S. M. (2021). *En klimarisikovurdering av vannkvalitet i drikkevannskilden Glitre*. Masteroppgave NMBU. <https://hdl.handle.net/11250/2832691>
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A., & Ådlandsvik, B. (2015). *Klima i Norge 2100* (NCSS report no. 2/2015).
- Hauglin, M., & Storaunet, K. O. (2021). *Kartlegging av skogbrannpotensiale basert på informasjon om terreng og vegetasjon fra fjernmåling* (NIBIO rapport nr. 7/162/2021).
- Hem, L. (2006). *I hvilken grad kan vi forvente cyanotoksiner fjernes i norske vannbehandlingsanlegg?* (VANN-2-2006).
- Henneberry, Y. K., Kraus, T. E. C., Fleck, J. A., Krabbenhoft, D. P., Bachand, P. M., & Horwath, W. R. (2011). Removal of inorganic mercury and methylmercury from surface waters following coagulation of dissolved organic matter with metal-based salts. *Science of The Total Environment*, 409(3), 631-637. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.030>
- Hongve, D., Haaland, S., Riise, G., Blakar, I., & Norton, S. (2012). Decline of Acid Rain Enhances Mercury Concentrations in Fish. *Environmental science & technology*, 46(5), 2490-2491. <https://doi.org/10.1021/es3002629>
- Hruska, J., Krám, P., McDowell, W., & Oulehle, F. (2009). Increased Dissolved Organic Carbon (DOC) in Central European Streams is Driven by Reductions in Ionic Strength Rather than Climate Change or Decreasing Acidity. *Environmental science & technology*, 43, 4320-4326. <https://doi.org/10.1021/es803645w>
- Høgberget, R. (2010). *Skogbrannen i Mykland 2008. Resultater etter to års oppfølging av kjemiske effekter i vann*. Norsk institutt for vannforskning.
- Haaland, S. (2018). *Mystisk fiskedød i elver: Kan skyldes elektrosjokk*. https://www.nrk.no/sorlandet/mystisk-fiskedod-i-elver_-kan-skyldes-elektrosjokk-1.14265918
- Haaland, S., Bechmann, M., Eikebrokk, B., Eregno, F., Greipsland, I., Heistad, A., Paruch, A., Paruch, L., Riise, G., Rohrlack, T., & Turtumøygard, S. (2018). *Forurensingsanalyse av drikkevannskilden Jordalsvatnet med vanntilsigsområde* (NIBIO Rapport, 4/120).
- Haaland, S., Eikebrokk, B., Riise, G., & Vogt, R. D. (2023). Browning of Scottish surface water sources exposed to climate change. *PLOS Water*, 2(9), e0000172. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000172>
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G., & Vogt, R. (2010). Quantifying the Drivers of the Increasing Colored Organic Matter in Boreal Surface Waters. *Environmental science & technology*, 44, 2975-2980. <https://doi.org/10.1021/es903179j>
- Haaland, S., Riise, G., Hongve, D., Grøterud, O., & Blakar, I. (2009). TOC concentrations in Norwegian lakes: The effect of sea-salts and anthropogenic acid components. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 30, 1471-1474. <https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11902357>
- Kaiser, K., & Kalbitz, K. (2012). Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 52, 29-32. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002>

- Kaleta, J., & Puskarewicz, A. (2019). Influence of Water Hardness on the Effectiveness of Coagulation of Humic Compounds. *Journal of Ecological Engineering*, 20, 126-134. <https://doi.org/10.12911/22998993/108650>
- Keeley, J. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116-126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Kieta, K. A., Owens, P. N., Petticrew, E. L., French, T. D., Koiter, A. J., & Rutherford, P. M. (2022). Polycyclic aromatic hydrocarbons in terrestrial and aquatic environments following wildfire: a review. *Environmental Reviews*, 31(1), 141-167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/er-2022-0055>
- Kleppen, M. H., Bomo, A. M., & Liane, S. F. (2020). *Forvaltning av nedbørsfelt for overflatevannkilder - en veiledning* (Norsk Vann rapport 254/2020).
- Lyche Solheim, A., Gundersen, H., Mischke, U., Skjelbred, B., Nejstgaard, J. C., Guislain, A. L. N., Sperfeld, E., Giling, D. P., Haande, S., Ballot, A., Moe, S. J., Stephan, S., Walles, T. J. W., Jechow, A., Minguez, L., Ganzert, L., Hornick, T., Hansson, T. H., Stratmann, C. N.,...Berger, S. A. (2024). Lake browning counteracts cyanobacteria responses to nutrients: Evidence from phytoplankton dynamics in large enclosure experiments and comprehensive observational data. *Global Change Biology*, 30(1), e17013. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.17013>
- Lydersen, E., Høgberget, R., Moreno, C. E., Garmo, Ø. A., & Hagen, P. C. (2014). The effects of wildfire on the water chemistry of dilute, acidic lakes in southern Norway. *Biogeochemistry*, 119(1), 109-124. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9951-8>
- McLaughlin, D., Kaplan, D., & Cohen, M. (2013). Managing Forests for Increased Regional Water Yield in the Southeastern U.S. Coastal Plain. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 49. <https://doi.org/10.1111/jawr.12073>
- Medby, K. H., Andersen, J. H. S., & Nicholls, M. (2017). *Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyning - fra ROS til operativ beredskap*. Mattilsynet.
- Mojiri, A., Zhou, J. L., Ohashi, A., Ozaki, N., & Kindaichi, T. (2019). Comprehensive review of polycyclic aromatic hydrocarbons in water sources, their effects and treatments. *Science of The Total Environment*, 696, 133971. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133971>
- Monteith, D., Stoddard, J., Evans, C., de Wit, H., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J., & Veselý, J. (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450, 537-540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Murphy, S., Alpers, C., Anderson, C., Banta, J., Blake, J., Carpenter, K., Clark, G., Clow, D., Hempel, L., Martin, D., Meador, M., Mendez, G., Mueller-Solger, A., Stewart, M., Payne, S., Peterman, C., & Ebel, B. (2023). A call for strategic water-quality monitoring to advance assessment and prediction of wildfire impacts on water supplies. *Frontiers in Water*, 5, 1144225. <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1144225>
- Nasirzadehdizaji, R., & Akyuz, D. E. (2022). Predicting the potential impact of forest fires on runoff and sediment loads using a distributed hydrological modeling approach. *Ecological Modelling*, 468, 109959. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.109959>
- Nordheim, C. F., Steinberg, M., & Lyngstad, T. M. (2024). *Rapportering av data for vannforsyningssystemer i Norge for 2023*. Folkehelseinstituttet (FHI).
- Olsson, H., & Pettersson, A. (1993). Oligotrophication of Acidified Lakes: A Review of Hypotheses. *Ambio*, 22(5), 312-317. <http://www.jstor.org/stable/4314095>
- Paul, M. J., LeDuc, S. D., Lassiter, M. G., Moorhead, L. C., Noyes, P. D., & Leibowitz, S. G. (2022). Wildfire Induces Changes in Receiving Waters: A Review With Considerations for Water Quality Management. *Water Resources Research*, 58(9), e2021WR030699. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2021WR030699>
- Raoelison, O. D., Valenca, R., Lee, A., Karim, S., Webster, J. P., Poulin, B. A., & Mohanty, S. K. (2023). Wildfire impacts on surface water quality parameters: Cause of data

- variability and reporting needs. *Environmental Pollution*, 317, 120713.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120713>
- Rohrlack, T. (2023). Can osmotrophy in *Gonyostomum semen* explain why lake browning drives an expansion of the alga in parts of Europe? *Limnologia*, 101, 126097.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.limno.2023.126097>
- Rohrlack, T., & Haaland, S. (2017). *Paleolimnologisk undersøkelse av Lundebyvannet i Eidsberg kommune*.
- Rust, A., Hogue, T., Saxe, S., & McCray, J. (2018). Post-fire water-quality response in the western United States. *International Journal of Wildland Fire*, 27, 203-216.
<https://doi.org/10.1071/WF17115>
- Rust, A. J., Saxe, S., McCray, J., Rhoades, C. C., & Hogue, T. S. (2019). Evaluating the factors responsible for post-fire water quality response in forests of the western USA. *International Journal of Wildland Fire*, 28(10), 769. <https://doi.org/10.1071/wf18191>
- Samdal, I. A., Ballot, A., Boahene, N. Y., Eriksen, G. S., Flø, D., Haande, S., Svendsen, C., Amlund, H., Beyer, J., Brantsæter, A. L., Bremer, S., Mariussen, E., Thomsen, C., & Knutsen, H. (2021). *Cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder* (VKM Report 2021:13).
- Skulberg, O. (2004). *Aurevatnsystemet: Sensorisk vannkvalitet og blågrønnalger. Hydrobiologiske undersøkelser*. (RAPPORT LNR 4774-2004). NIVA.
- Smith, H., Sheridan, G., Nyman, P., & Haydon, S. (2011). Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. *Journal of Hydrology - J HYDROL*, 396, 170-192. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.10.043>
- Søgaard, G., Alfredsen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K., Hietala, A., Krokene, P., Mohr, C., Nygaard, P., Solberg, S., & Steffenrem, A. (2020). *Klimakur 2030 - beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog*.
- Tipping, E., & Hurley, M. A. (1988). A model of solid-solution interactions in acid organic soils, based on the complexation properties of humic substances. *Journal of Soil Science*, 39(4), 505-519. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1988.tb01235.x>
- Tjomsland, T., & Skulberg, O. (2005). *Sikring av råvannskvalitet i Aurevann. Hydrologiske tiltak mot uønsket algevekst*. (RAPPORT LNR 5005-2005). NIVA.
- Weyhenmeyer, G. A., & Karlsson, J. (2009). Nonlinear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperatures. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2513-2519.
https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2513
- Zhang, Y., & Biswas, A. (2017). The Effects of Forest Fire on Soil Organic Matter and Nutrients in Boreal Forests of North America: A Review. In A. Rakshit, P. C. Abhilash, H. B. Singh, & S. Ghosh (Eds.), *Adaptive Soil Management : From Theory to Practices* (pp. 465-476). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_21
- Ødegaard, H. (2012). *Vann- og avløpsteknikk* (H. Ødegaard, Ed.). Norsk Vann.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway