



VKM Report 2021:13

Cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder

Vitenskapelig uttalelse fra faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i Vitenskapskomiteen for mat og miljø

VKM Report 2021:13

Vitenskapelig uttalelse fra faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i Vitenskapskomiteen for mat og miljø
23.06.2021

ISBN: 978-82-8259-367-0

ISSN: 2535-4019

Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM)

Po 4404 Nydalen

N – 0403 Oslo

Norway

Tel.: +47 21 62 28 00

Email: vkm@vkm.no

vkm.no

Cover foto: pxhere.com

Forslag til sitering: VKM, Ingunn Anita Samdal, Andreas Ballot, Nana Yaa Boahene, Gunnar Sundstøl Eriksen, Daniel Flø, Sigrid Haande, Camilla Svendsen, Heidi Amlund, Jonny Beyer, Anne Lise Brantsæter, Sara Bremer, Espen Mariussen, Cathrine Thomsen, Helle Knutsen 2021. Cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder. Vitenskapelig uttalelse fra faggruppe for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i Vitenskapskomiteen for mat og miljø. VKM Report 2021:13, ISBN: 978-82-8259-367-0, ISSN: 2535-4019. Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), Oslo, Norway.

Cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder

Utarbeiding av vurderingen

Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM) utnevnte en prosjektgruppe for å utforme et svar på oppdraget fra Mattilsynet. Prosjektgruppen besto av tre medlemmer av VKM, to eksterne eksperter og to ansatte i VKM. To eksterne fagfeller kommenterte og gjennomgikk manuskriptet. VKMs faggruppe for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester evaluerte og godkjente den endelige vurderingen utarbeidet av prosjektgruppen.

Forfattere

Forfatterne har bidratt til denne vurderingen på en måte som oppfyller VKMs forfatterskapskriterier (VKM, 2019). Kriteriene gjenspeiler samarbeidet bak vurderingen, og forfatterne har bidratt som medlemmer av prosjektgruppen og/eller VKMs faggruppe for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester.

Medlemmer av prosjektgruppen (alfabetisk etter leder av prosjektgruppen):

Ingunn Anita Samdal – Leder for prosjektgruppen. Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Veterinærinstituttet.

Andreas Ballot – Ekstern ekspert. Tilknytning: 1) Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Nana Yaa Boahene – Prosjektleder i VKMs sekretariat. Tilknytning: VKM.

Gunnar Sundstøl Eriksen - Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Veterinærinstituttet.

Daniel Flø – Prosjektleder i VKMs sekretariat. Tilknytning: VKM.

Sigrid Haande – Ekstern ekspert. Tilknytning: 1) Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Camilla Svendsen - Medlem av faggruppen for tilsetningsstoffer, aroma, matemballasje og kosmetikk i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Folkehelseinstituttet (FHI).

Medlemmer av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester (alfabetisk før leder av faggruppen):

I tillegg til Gunnar Sundstøl Eriksen og Ingunn Anita Samdal:

Heidi Amlund – Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Danmarks Tekniske Universitet (DTU).

Jonny Beyer – Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Anne Lise Brantsæter – Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Folkehelseinstituttet (FHI).

Sara Bremer – Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Apotekenes kompetanse- og utviklingscenter (Apokus AS).

Espen Mariussen – Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Norsk institutt for luftforskning (NILU).

Cathrine Thomsen – Medlem av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Folkehelseinstituttet (FHI).

Helle Knutsen – Leder av faggruppen for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester i VKM. Tilknytning: 1) VKM; 2) Folkehelseinstituttet (FHI).

Takksigelser

VKM vil takke fagfellene Hans Utkilen (pensjonist (Folkehelseinstituttet) - tilknyttet Universitetet i Sørøst Norge) og Vidar Lund (Folkehelseinstituttet) for fagfellevurdering av vurderingen. VKM understreker at de to som fagfeller ikke er ansvarlige for innholdet i vurderingen. I henhold til VKMs rutiner for godkjenning av risikovurderinger (VKM, 2018), mottok VKM deres kommentarer før faggruppens ferdigbehandling og godkjenning og påfølgende ferdigstilling av vurderingen for publisering. Prosjektleder Kirsten Eline Rakkestad (VKM sekretariat) takkes for koordinering av uttalelsen. Vi vil takke Birger Skjelbred (forsker, NIVA) som har laget kartene i Kapittel 4.

Kompetanse hos VKM eksperter

Personer som arbeider for VKM, enten som utnevnte medlemmer av komiteen eller som eksterne eksperter, gjør dette i kraft av sin vitenskapelige kompetanse, ikke som representanter for sine arbeidsgivere eller tredjepartsinteresser. Retningslinjer for offentlige tjenester gjelder for alt arbeid utført av VKM.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	8
Summary	12
Forkortelser og ordliste	16
Bakgrunn fra Mattilsynet	21
Mandat fra Mattilsynet	22
1. Innledning	23
1.1 Cyanobakterier	23
1.2 Cyanotoksiner og andre bioaktive stoffer i cyanobakterier	26
1.2.1 Microcystiner	26
1.2.2 Nodulariner	27
1.2.3 Saxitoksiner	27
1.2.4 Anatoksiner	27
1.2.5 Cylindrospermopsiner	28
1.2.6 Guanitoksin	28
1.2.7 Beta- <i>N</i> -metylamino-L-alanin	29
1.2.8 Lipopolysakkarider	29
1.2.9 Geosmin og 2-metylisoborneol	29
1.3 Effekt av cyanobakterier- og toksineksponering på human helse	30
1.3.1 Microcystiner	31
1.3.2 Saxitoksiner	32
1.3.3 Anatoksiner	33
1.3.4 Beta- <i>N</i> -metylamino-L-alanin (BMAA)	33
1.4 Retningslinjer	34
1.4.1 Cyanotoksiner	34
1.4.2 Relevante forskrifter for drikkevann, overflatevann og råvann	35
1.4.2.1 Forskrift om vannforsyning og drikkevann – Drikkevannsforskriften	35
1.4.2.2 Forskrift om rammer for vannforvaltningen – Vannforskriften	36
1.5 Drikkevann i Norge	36
1.5.1 Organisering og ansvar for drikkevannsforsyning i Norge	37
1.5.2 Drikkevann i Norge og cyanobakterier	38
2. Metode for datainnsamling	39
2.1 Litteratursøk og –utvalgelse	39

2.2	Datainnhenting fra vannverkene	39
2.3	Datainnsamling fra NIVA og Veterinærinstituttet	40
3.	Analysemetoder for påvisning av cyanobakterier og cyanotoksiner.....	41
3.1	Prøvetaking og prøveopparbeidelse.....	41
3.1.1	Prøvetaking	41
3.1.2	Prøveopparbeidelse til toksinanalyser	43
3.2	Metoder for påvisning av cyanobakterier	43
3.3	Metoder for påvisning og kvantifisering av cyanotoksiner	43
3.3.1	Væskekromatografiske metoder (HPLC-UV og LC-MS)	44
3.3.2	ELISA – Enzyme Linked Immunosorbent Assay	44
3.3.3	Proteinfosfatase inhiberingsassay (PPIA)	45
3.3.4	Kriterier for valg av analysemetoder for cyanotoksiner.....	45
4.	Oversikt over forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i Norge	48
4.1	Cyanobakterier og cyanotoksiner i ferskvann	48
4.1.1	Resultater av litteratursøket.....	48
4.1.2	Data samlet inn fra vannverkene i spørreundersøkelsen	59
4.1.3	Data innsamlet fra NIVA og Veterinærinstituttet.....	59
4.2	Cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder og drikkevann i Norge	65
4.2.1	Råvannskilder med regelmessig overvåking av forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner	65
4.2.1.1	Lyseren	65
4.2.1.2	Vansjø (MOVAR)	67
4.2.1.3	Vestvannet og Borredalsdammen (FREVAR).....	68
4.2.2	Pilotstudie fra tre vannverk i Viken (Østfold)	70
5.	Faktorer som påvirker vekst av cyanobakterier og produksjon av toksiner .	71
5.1	Eutrofiering	71
5.2	Faktorer som påvirker vekst av cyanobakterier	71
5.2.1	Fysisk-kjemiske faktorer (abiotiske faktorer)	71
5.2.1.1	Temperatur og sjiktningsforhold.....	71
5.2.1.2	Lysforhold.....	73
5.2.1.3	Næringsstoffer	74
5.2.1.4	Spormetaller	74
5.2.1.5	Karbondioksid	75
5.2.2	Biotiske faktorer.....	75
5.3	Faktorer som påvirker produksjon av toksiner.....	75

5.4	Klimaendringers betydning på cyanobakterier og cyanotoksiner	76
6.	Tiltak for å forebygge forekomst av cyanobakterier	78
6.1	Kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet	78
6.2	Tiltak i nedbørfeltet.....	78
6.3	Innsjørestaurering	80
6.4	Kunnskapsgrunnlag for valg og prioritering av tiltak	80
7.	Vannbehandlingsmetoder som er egnet for fjerning av cyanobakterier og cyanotoksiner fra drikkevann	82
7.1	Intakte cyanobakterier (med eller uten intracellulært toksin)	83
7.2	Fritt cyanotoksin og lukkestoffer.....	83
8.	Usikkerhet	87
9.	Konklusjoner med svar på spørsmål	88
10.	Kunnskapsbehov	91
11.	Referanser	92
12.	Vedlegg I	111
	Protokoll	111
13.	Vedlegg II	111
	Søkestrategi litteratursøk	111
14.	Vedlegg III: Veiledning til vannverkseiere og drikkevannsinspektører: Kartlegging, forebygging og fjerning av cyanobakterier og -toksiner i råvannskilder	112

Sammendrag

Oppdrag fra Mattilsynet

I 2020 ba Mattilsynet VKM om å lage en kunnskapsoppsummering over ulike cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder, og hvordan bakteriene og giftstoffene kan være en utfordring for produksjon av trygt drikkevann. Vurderingen er utarbeidet på norsk, med et sammendrag på engelsk, for å kunne fungere som et oppslagsverk for drikkevannsnæringen og publikum i Norge.

Slik har VKM besvart bestillingen

VKM oppnevnte en prosjektgruppe som besto av tre medlemmer av VKM, to eksterne eksperter og to ansatte i VKM-sekretariatet. VKMs faggruppe for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester har underveis gjennomgått og revidert utkast fra prosjektgruppen. To uavhengige eksterne fagfeller kommenterte og gjennomgikk manuskriptet. VKMs faggruppe for forurensning, naturlige toksiner og medisinrester har sluttbehandlet og godkjent rapporten.

Det ble gjort litteratursøk i vitenskapelige databaser etter relevant forskning på forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i ferskvann i Norge for å få oversikt over litteraturen. Dette litteratursøket ble ikke tidsbegrenset. I tillegg ble det gjort litteratursøk på de ulike temaene i bestillingen fra 2014 frem til 2020. Analyseresultater for perioden 2004–2020 ble samlet inn fra Norsk institutt for vannforskning og Veterinærinstituttet. Det ble også utformet og sendt ut et spørreskjema til alle vannverk og kommuner for å innhente informasjon om hvorvidt det gjøres analyser av cyanobakterier og/eller cyanotoksiner i råvannskilder eller drikkevann, og eventuelle resultater av disse analysene.

VKM har utarbeidet en veiledning til hjelp for vannverkseiere og drikkevannsinspektører: Vedlegg III: Kartlegging, forebygging og fjerning av cyanobakterier og -toksiner i råvannskilder.

Forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner

Cyanobakterier forekommer naturlig i overflatevann over hele verden, også i Norge. Råvannskilder i Norge undersøkes sporadisk, i tilfeller hvor det er mistanke om forekomst av cyanobakterier i vannkilden. Enkelte råvannskilder med kjent forekomst av cyanobakterier har imidlertid vært overvåket systematisk over mange år. En cyanobakterieoppblomstring er ikke nødvendigvis synlig i råvannskilden, og ikke alle cyanobakterier produserer cyanotoksiner. Likevel er det et viktig prinsipp at alle cyanobakterier betraktes som potensielt giftige inntil det er undersøkt. Litteratursøk og innsamlede data viser at cyanobakterier som kan produsere cyanotoksiner forekommer i hele Norge, men er noe mer vanlig i de sørlige områdene av landet.

Det finnes flere tusen arter av cyanobakterier som lever i jord, ferskvann og saltvann, og kun et fåtall av disse kan produsere toksiner. Av de cyanobakteriene som er identifisert i ferskvann i Norge, er det bare *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Woronichinia* og *Tychonema* som kan produsere cyanotoksiner. Av cyanotoksinene er microcystiner hyppigst påvist og mest undersøkt. Cyanotoksinene og saxitoksinerer påvist i enkelte vannprøver og/eller kulturer fra overflatevann. Cylindrospermopsin er så langt ikke påvist i Norge, men forekomst av dette cyanotoksinet har vært undersøkt i svært begrenset grad. Guanitoksin, LPS og BMAA har ikke vært undersøkt så langt i Norge. Cyanotoksinene er generelt varmestabile og brytes ikke ned ved koking.

Humane helseeffekter av cyanotoksiner

Det er publisert et stort antall studier på giftigheten av cyanotoksiner. Alle de tre gruppene av cyanotoksiner som er påvist i Norge, kan gi alvorlig helseskade. Cyanotoksiner kan blant annet påvirke nervesystemet og leveren hos dyr og mennesker, og kan i verste fall føre til død.

I gruppen microcystiner er mer enn 250 ulike varianter beskrevet hittil. De aller fleste toksikologiske studiene er gjort med microcystin-LR-varianten. For andre microcystiner finnes det veldig lite toksikologiske data. Microcystiner skader primært lever og kan gi nedsatt reproduksjon. Microcystiner har også blitt satt i sammenheng med helseeffekter som nerveskader og kreft, men datagrunnlaget her er ikke tilstrekkelig til å kunne benyttes i en risikovurdering, eller effektene er bare rapportert ved høye doser. Typiske symptomer på akutt forgiftning er blant annet oppkast og blodig diaré.

Anatoksiner og saxitoksiner er begge nervegifter som kan føre til akutte forgiftninger med symptomer som muskeltremor, lammelser og i verste fall pustestopp.

Det har forekommet noen tilfeller av forgiftninger av dyr på beite og i naturen i Norge, men det er ikke kjent at slike akutte forgiftninger har forekommet hos mennesker etter inntak av drikkevann i Norge.

Retningslinjer

Gjeldende drikkevannsforskrift stiller per i dag ikke krav til å overvåke forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder. Internasjonalt har WHO foreslått foreløpige retningslinjer for maksimalt innhold av cyanotoksiner, henholdsvis 1 µg/L for microcystiner, 3 µg/L for saxitoksiner, 30 µg/L for anatoksiner og 0,7 µg/L for cylindrospermopsiner i et livstidsperspektiv. I desember 2020 inkluderte EU en maksimal grenseverdi for microcystin-LR på 1 µg/L i drikkevann i sitt drikkevannsdirektiv. Verdien vil sannsynligvis også bli inkludert i den norske drikkevannsforskriften som ventes oppdatert i 2021/22.

I vannforskriften er det overordnede miljømålet å oppnå god miljøtilstand. Økologisk tilstand skal fastsettes ut fra data som omfatter ett eller flere biologiske kvalitetselementer (bl.a. planteplankton som omfatter cyanobakterier) og relevante fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer. Gjennom overvåking i henhold til vannforskriften,

fremskaffes data på forekomst av cyanobakterier i innsjøer. Noen av disse kan være råvannskilder.

Analysemetoder

En vannverkseier eller andre involverte bør vurdere behovet for analyse for cyanobakterier og/eller cyanotoksiner. Dersom det tidligere har vært eller pågår en oppblomstring i råvannskilden, bør det gjennomføres en analyse for å bestemme om og eventuelt hvilke cyanobakterier som er til stede. Påvises kjente toksinproduserende cyanobakterier, bør det utføres en toksinanalyse. Dersom råvannskilden antas å være lite sårbar for oppblomstring av cyanobakterier og det ikke blir observert cyanobakterier i råvannskilden, er det antageligvis ikke behov for å ta prøver.

Lysmikroskopi med en forstørrelse på 100–400 ganger brukes for å bestemme kvalitativt hvilke cyanobakterier som er til stede. Genetiske metoder kan også brukes for å artsbestemme cyanobakterier.

Tilstedeværelse av eventuelle cyanotoksiner bestemmes ved kjemiske eller biokjemiske metoder som f.eks. enzyminhiberingsassay, ELISA eller LC-MS. LC-MS krever tilgang til standarder for flest mulig toksinvarianter og gir et spesifikt svar for disse. ELISA gir vanligvis et samlesvar for en toksingruppe og er avhengig av antistoffenes kryssreaktivitet for de ulike toksinene i gruppen. Det finnes ELISA-kit som er relativt enkle i bruk for de vanligste cyanotoksinene.

Faktorer som påvirker forekomst

Oppblomstring av cyanobakterier påvirkes av en rekke fysisk-kjemiske og biologiske faktorer. De viktigste faktorene er temperatur, lys, næringsstoffer (spesielt fosfor og nitrogen) og karbondioksid.

Høyere temperaturer og økt nedbørmengde som følge av klimaendringer kan føre til hyppigere oppblomstringer av cyanobakterier. Det er fordi temperaturøkning gir varmere vann, lengre vekstsesong, lengre isfrie perioder om vinteren, og økt vertikal temperatursjiktning. En mer stabil sjiktning av vannmassene favoriserer oppblomstring av cyanobakterier. Det er også mulig at klimaendringer kan føre til at andre arter av cyanobakterier, også arter som produserer andre toksiner enn de som har blitt påvist frem til nå i Norge, kan trives bedre og blomstre opp i fremtiden. Mer regn og flere flommer vil gi fare for økt avrenning, som igjen vil gi økt tilførsel av næringsstoffer til drikkevannskilder.

Cyanotoksiner produseres kun av et fåtall av alle de ulike artene av cyanobakteriene som finnes. Miljøfaktorer, som næringsstoffer, lys, temperatur, oksidative stressfaktorer og interaksjon med andre biota (bakterier, virus og beitedyr), kan påvirke hvorvidt cyanobakteriene produserer toksiner, og i hvilke mengder.

Tiltak

Å forhindre eller redusere tilførsel av næringsstoffer i nedbørfeltet er det viktigste tiltaket for å begrense forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder. Aktuelle tiltak er å utbedre kommunale avløp, utbedre overvannssystemer, rense utslipp fra industri, og gjennomføre tiltak i landbruket, som blant annet redusert gjødsling, pløying og hogst. God tettsteds- og byplanlegging for å unngå avrenning fra urbanisering har også betydning.

I produksjon av rent drikkevann vil det være nødvendig å kombinere flere ulike vannbehandlingsmetoder for å fjerne både cyanobakterier og cyanotoksiner. Konvensjonelle vannbehandlingsmetoder som koagulering, sedimentering, filtrering og flotasjon vil kunne være tilstrekkelig for å rense vannet for cyanobakterier. Effektive metoder for fjerning av cyanotoksiner vil variere for de ulike toksintypene, men bruk av aktivt kull er vist å være effektiv for fjerning av cyanotoksinvariantene som er påvist i Norge.

Usikkerhet

Den viktigste kilden til usikkerhet i denne vurderingen er mangel på data. Dette er nøye beskrevet i Kapittel 10 om kunnskapsbehov. Mangel på data kan påvirke konklusjonene i begge retninger, dvs. at det kan foreligge både under- og overestimering av forekomst av cyanobakterier/cyanotoksiner i drikkevann. Dette vil også påvirke vurderingen av hvilke cyanotoksiner som kan være utfordrende for human helse.

Nøkkelord: VKM, vurdering, Vitenskapskomiteen for mat og miljø, Mattilsynet, cyanobakterier, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Tychonema*, *Woronichinia*, cyanotoksiner, microcystiner, saxitoksiner, anatoksiner, drikkevann og vannbehandling.

Summary

Assignment from the Norwegian Food Safety Authority

In 2020, the Norwegian Food Safety Authority requested the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM) to develop a knowledge summary for the various cyanobacteria and cyanotoxins in Norwegian drinking water sources, and address how the bacteria and their toxins can be a challenge for the production of safe drinking water. The assessment has been prepared in Norwegian with a comprehensive summary in English in order to function as a tool for the drinking water industry and the public in Norway.

How VKM addressed the request

VKM appointed a project group to formulate a response to the assignment from the Norwegian Food Safety Authority. The project group consisted of three members of VKM, two external experts and two employees of VKM. VKM's Panel on Contaminants has reviewed and revised drafts from the project group. Two independent external experts have read, commented on and reviewed the manuscript. VKM's Panel on Contaminants has finalized and approved the report.

A literature search was performed in scientific databases for relevant research on cyanobacteria and cyanotoxins in freshwater in Norway to obtain an overview of the literature. The literature search was not limited in time. In addition, a literature search was conducted on each topic requested from 2014 to 2020. Data from analysed samples were collected for the period 2004–2020 from the Norwegian Institute for Water Research and the Norwegian Veterinary Institute. In addition, a questionnaire was designed and distributed to all waterworks and municipalities to collect information on whether analyses were being performed for cyanobacteria and cyanotoxins and any results of these.

VKM has prepared a guide to help waterworks owners and drinking water inspectors: Appendix III: Mapping, prevention and removal of cyanobacteria and toxins in raw water sources.

Occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins

Cyanobacteria occur naturally in surface water all over the world, including Norway. Raw water sources in Norway are mainly examined sporadically, in cases where there is suspicion of the presence of cyanobacteria in the water source. However, some raw water sources with known presence of cyanobacteria have been systematically monitored for many years. A cyanobacterial bloom is not necessarily visible in the raw water source, and not all cyanobacteria produce cyanotoxins. Nevertheless, it is an important principle that all cyanobacteria should be considered potentially toxic until analysed. Literature searches and

collected data show that cyanobacteria that can produce cyanotoxins occur throughout Norway, but this is somewhat more common in the southern areas of the country.

There are several thousand species of cyanobacteria that live in soil, freshwater and salt water, and only a few of these can produce cyanotoxins. Of the cyanobacteria identified in freshwater in Norway, only *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Woronichinia* and *Tychonema* can produce cyanotoxins. Of the cyanotoxins, microcystins are most frequently detected and analysed. The saxitoxins and anatoxins have been detected in some water samples and/or cultures from surface water. Cylindrospermopsin has so far not been detected in Norway, but its occurrence has been investigated only to a very limited extent. Guanitoxin, LPS and BMAA have not been studied so far in Norway. Cyanotoxins are generally heat stable and do not break down at boiling temperatures.

Human health effects of cyanotoxins

Many studies on the toxicity of cyanotoxins have been published. All three groups of cyanotoxins that have been detected in Norway can cause serious health effects. Cyanotoxins can, among other things, affect the nervous system and liver in animals and humans, and can in the worst-case lead to death.

More than 250 different microcystins have been described to date. Most toxicological studies have been performed with the variant microcystin-LR. For other microcystins, there is very little toxicological data. Microcystins primarily damage the liver and can impair reproduction. Microcystins have also been linked to other effects such as nerve damage and cancer, but the supporting data is not sufficient to be used in risk assessment. Typical symptoms of acute poisoning include vomiting and bloody diarrhea.

Anatoxins and saxitoxins are both neurotoxins that can lead to acute poisoning with symptoms such as muscle cramps, paralysis and, in the worst-case, respiratory arrest.

There have been some cases of poisoning of animals on pasture and in nature in Norway, but there are no known incidents of acute poisoning of humans after consuming drinking water in Norway.

Guidelines

The current drinking water regulations do not require monitoring the presence of cyanobacteria and cyanotoxins in raw water sources. Internationally, the WHO has proposed preliminary guidelines for the maximum content of cyanotoxins, respectively 1 µg/L for microcystins, 3 µg/L for saxitoxins, 30 µg/L for anatoxins and 0.7 µg/L for cylindrospermopsins, in a lifetime perspective. In December 2020, the EU included a maximum limit value for microcystin-LR of 1 µg/L in drinking water in its drinking water directive. This value will most likely be included in the revised Norwegian drinking water regulations which are expected in 2021/22.

In the water regulations, the overall environmental goal is to achieve good environmental status. Ecological status should be determined on the basis of data comprising one or more biological quality elements (including phytoplankton comprising cyanobacteria) and relevant physico-chemical and hydromorphological quality elements. Through monitoring in accordance with the water regulations, data is obtained on the presence of cyanobacteria in lakes and some of these may be raw water sources.

Analytical methods

Water suppliers or other stakeholders involved should assess the need for analyses of cyanobacteria and cyanotoxins. If a bloom is present or has previously been observed the raw water source, analyses should be carried out to determine whether, and if so, which cyanobacteria are present. If cyanobacteria known to be able to produce toxins are present, a toxin analysis should be performed. If the raw water source is assumed to be not very vulnerable to the growth of cyanobacteria and no cyanobacteria are observed in the raw water source, there is probably no need to take samples.

Light microscopy with a magnification of 100–400 times is used to determine qualitatively which cyanobacteria are present. Genetic methods can also be used to determine the species of cyanobacteria.

The presence of cyanotoxins is determined by chemical or biochemical methods such as enzyme inhibition assays, ELISA or LC-MS. LC-MS requires access to standards for as many toxin variants as possible and provides a specific answer for each of these variants. ELISA usually provides an overall response for a toxin group and is dependent on the cross-reactivity of the antibodies for the various toxins in the group. There are ELISA kits available that are relatively easy to use for the most common cyanotoxins.

Factors affecting occurrence

The growth of cyanobacteria is affected by a number of physico-chemical and biological factors. The most important factors are temperature, light, nutrients (especially phosphorus and nitrogen) and carbon dioxide.

Higher temperatures and increased rainfall due to climate change can lead to more frequent blooms of cyanobacteria. This is because a rise in temperature results in warmer water, a longer growing season, longer ice-free periods in winter, and increased vertical temperature stratification. A more stable stratification of the water masses favours blooms of cyanobacteria. It is also possible that climate change may cause other species of cyanobacteria, including species that produce toxins other than those that have been detected previously in Norway, could find conditions more favourable and cause blooms in the future. More rain and more floods will lead to the risk of increased run-off, which in turn will increase the supply of nutrients to drinking water sources.

Cyanotoxins are only produced by a small number of the presently known cyanobacterial species. Environmental factors, such as nutrients, light, temperature, oxidative stressors, and interaction with other biota (bacteria, viruses and grazing animals), can affect whether the cyanobacteria produce toxins, and in what amounts.

Measures

Preventing or reducing the supply of nutrients in the catchment area is the most important measure to limit the presence of cyanobacteria and cyanotoxins in raw water sources. Measures can be taken by repairing municipal sewers, repairing surface water systems, cleaning discharges from industry, and implementing measures in agriculture, such as reduced fertilization, ploughing and land clearance. Good urban planning to avoid run-off from urbanization is also important.

In production of clean drinking water, a combination of water treatment methods will be necessary to remove cyanobacteria and cyanotoxins. Conventional water treatment methods such as coagulation, sedimentation, filtration and flotation should normally be sufficient to remove cyanobacteria. Effective methods for removal of cyanotoxins will vary for the different toxin groups, but activated charcoal is known to be effective for removal of the cyanotoxins known to be present in Norway.

Uncertainties

The main source of uncertainty in this assessment is the lack of data. This is described in more detail in Chapter 10 on research needs and knowledge gaps. Lack of data can affect the conclusions in both directions, i.e., there may be both underestimation and overestimation of the presence of cyanobacteria/cyanotoxins in drinking water. This will also affect the assessment of which cyanotoxins could be challenging for human health.

Key words: VKM, assessment, Norwegian Scientific Committee for Food and Environment, Norwegian food safety authority, cyanobacteria, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Tychonema*, *Woronichinia*, cyanotoxins, microcystins, saxitoxins, anatoxins, drinking water, water treatment.

Forkortelser og ordliste

Forkortelser

Adda	(2 <i>S</i> ,3 <i>S</i> ,4 <i>E</i> ,6 <i>E</i> ,8 <i>S</i> ,9 <i>S</i>)-3-amino-9-metoksy-2,6,8-trimetyl-10-fenyldeka-4,6-dienoic syre
ALS	Amytrofisk lateral sklerose
ATXer	Anatoksiner
BMAA	Beta- <i>N</i> -metylamino-L-alanin
CYN	Cylindrospermopsin
EFSA	European Food Safety Authority (den europæiske myndighed for næringsmiddeltryghed)
ELISA	Enzyme-linked immunosorbent assay (enzymkoblet immunadsorberende analyse)
FHI	Folkehelseinstituttet
HPLC	High performance liquid chromatography (væskekromatografi)
kv	Kroppsvekt
LC-MS	Liquid chromatography–mass spectrometry (væskekromatografi–massespektrometri)
LPS	Lipopolysakkarider
MC	Microcystin (f.eks. MC-LR, MC-LA, MC-RR,...)

MC-LR	Microcystin–leucin–arginin
MC-RR	Microcystin–arginin–arginin
NIVA	Norsk institutt for vannforskning
NOAEL	No observed adverse effect level (ikke-observerbart alvorlig effektnivå)
NOD	Nodularin
PP1	Proteinfosfatase-1
PP2A	Proteinfosfatase-2A
PTI	Planteplankton trofisk indeks
ROS	Reactive oxygen species (frie radikaler)
TDI	Tolerable daily intake (tolerabelt daglig inntak)
VKM	Vitenskapskomiteen for mat og miljø
WHO	World Health Organization (verdens helseorganisasjon)

Ordliste

Akinet: Hvilecelle hos cyanobakterier. De utvikler seg fra vegetative celler som øker i volum og får tykk cellevegg og anrikes av opplagsnæring. De kan overleve i lange perioder med ugunstige miljøforhold og spirer når forholdene igjen tillater det.

Anatoksiner: Cyanotoksin.

Avløpsvann: Vann som ledes bort fra en eiendom, og som er forringet i kvalitet ved påvirkning av menneskeskapt prosesser. Det består av flytende avfall, inkludert kloakk, fra husholdninger, næringsvirksomhet, industri og/eller landbruk.

Beta-N-metylamino-L-alanin (BMAA): En aminosyre som har blitt mistenkt å være et nervetoksin. Omstridt i fagmiljøet.

Drikkevann: Alle former for vann som enten ubehandlet eller etter behandling er bestemt for drikke, matlaging eller andre husholdningsformål, samt alle former for vann som er bestemt for bruk i næringsmiddelvirksomheter til produksjon, behandling, konservering eller markedsføring av produkter bestemt for konsum.

Cyanobakterier: En gruppe fotosyntetiserende mikroorganismer (Gram-negative bakterier) som finnes naturlig i jord, luft og vann. Kalles også blågrønnbakterier.

Cyanotoksiner: Naturlige toksiner som produseres av enkelte arter cyanobakterier.

Cylindrospermopsiner: Cyanotoksin.

ELISA: Biokjemisk analyse som benytter spesifikke antistoffer og enzymer for å påvise og kvantifisere en bestemt analytt, som et bestemt toksin eller en bestemt toksingruppe.

Epilimnion: Den øverste, varmeste, gjennomblandede delen av vannmassene i en innsjø under sommerstagnasjonen.

Fosfatase: Enzym som fjerner fosfat fra proteiner eller aminosyrer. Spiller en viktig rolle i mange reguleringsprosesser i cellene.

Ferskvann: Vann med bare et minimalt innhold av oppløste salter, spesielt natriumklorid, til forskjell fra saltvann og brakkevann. Omfatter her grunnvann, innsjøer, elver og bekker.

Eukaryot: Celler i encellede eller flercellede organismer med cellekjerne avgrenset av en membran. Dette omfatter alle plante- og dyreceller, men ikke bakterier.

Geosmin: Et lukt og smaksstoff som produseres av cyanobakterier og som kan være en utfordring for produksjon av drikkevann.

Gram-negative bakterier. Bakterier som har en cellemembran med peptidoglykan, og utenfor denne en ytre membran med lipopolysakkarider (LPS). Gram-negative bakterier skilles

fra Gram-positive bakterier (har ikke LPS) ved gramfarging hvor ulikhetene i celleveggveggen gir ulik farge.

Grenseverdi: Maksimalt innhold av et toksin i drikkevann fastsatt i forskrift. I Norge finnes det per i dag ingen grenseverdi for cyanotoksiner, men en grenseverdi for microcystin skal tas inn i drikkevannsforskriften som er under revidering.

Guanitoksin: Nevrotoksisk cyanotoksin. Tidligere kalt anatoksin-a(S).

Heterocyt: Celletype hos enkelte slekter av cyanobakterier. De skiller seg fra vegetative celler ved å ha tykkere cellevegg og mangle klorofyll a. De inneholder enzymet nitrogenase som katalyserer nitrogenfiksering ved å omdanne luftas nitrogen (N₂) til ammonium (NH₄⁺).

Hepatotoksisk: Et stoff, f.eks. et toksin, som har skadelig effekt på leveren.

Hypolimnion: Den dypere, kaldere del av vannmassene i en innsjø under sommerstagnasjonen. På grunn av en skarp temperaturlagdeling i innsjøen om sommeren, er hypolimnions vannmasser avstengt fra direkte påvirkninger av prosesser på innsjøens overflate, som for eksempel vind.

LC-MS: Kjemisk analysemetode som baserer seg på separasjon i løsningsfase på en kolonne (LC) fulgt av påvisning av ioniserte molekyler med massespektrometri (MS). Massespektrometri er en metode i analytisk kjemi for å bestemme masse og mengdeforhold for ioniserte molekyler i gassfase ved hjelp av et massespektrometer.

Lipopolysakkarider (LPS): Alle Gram-negative bakterier, også cyanobakterier, har lipopolysakkarider i celleveggen som kan virke toksisk ved direkte kontakt. LPS fra bakterier som *Salmonella* kan være svært giftige.

Lysering: Ødeleggelse av celler ved å bryte ned celleveggen eller membranen for eksempel ved frysing og tining og/eller ultralydbadbehandling av en vannprøve med cyanobakterier.

Metalimnion (også kalt sprangsjikt, termoklin): Grenselaget mellom den øverste fritt sirkulerende og den dypere ikke-sirkulerende vannmasse i en innsjø under sommerstagnasjonen. Her er den vertikale forandringen i vanningstemperaturen størst.

2-Metylisoborneol (2-MIB): Et lukt og smaksstoff som produseres av cyanobakterier og som kan være en utfordring for produksjon av drikkevann.

Kryssreaktivitet: Brukes ofte om en ELISA-metodes spesifikke evne til å gjenkjenne andre ting enn hovedanalytten, inkludert toksiner i samme toksinfamilie.

Microcystin: Vanligst rapporterte cyanotoksin.

Musetest: Tidligere brukt analysemetode for å teste om vannprøver eller «algebiomasse» med cyanobakterier var giftige eller ikke. Et ekstrakt av prøven ble sprøytet intraperitonealt i

tre mus. Musene ble så observert i 24 timer med hensyn på symptomer og eventuell overlevelse og toksinene ble klassifisert som hepatotoksiske, neurologiske, protraherte og ikke-klassifiserte.

Nevrotoksisk: Et stoff f.eks. et toksin, som har skadelig effekt på nervesystemet.

Nodulariner: Cyanotoksin.

Overflatevann: Vann som samler seg på jordoverflata etter at det er kommet som nedbør. Det omfatter vann som samler seg i bekker, elver dammer og innsjøer. Overflatevann kan være ferskvann eller saltholdig.

Prokaryot: Alle celler uten cellekjerne, dette omfatter alle bakterier.

Protrahert toksisk effekt: En toksisk effekt som trekker ut i tid eller er forsinket.

Rayyan: Et nettbasert verktøy for å forenkle systematisk gjennomgang av faglitteratur hentet inn gjennom litteratursøk (<https://www.rayyan.ai/>).

Råvann: Vann i vannkilder hvor vannet kan brukes til drikkevann, enten uten behandling eller etter nødvendig behandling.

Råvannskilder: Vannkilder hvor vannet brukes til drikkevann, enten uten behandling eller etter nødvendig behandling.

Saxitoksiner: Cyanotoksin.

Temperatursjiktning (temperaturlagdeling, termoklin, sprangsjikt):

Tetthetslagdeling av vann pga stigende eller synkende temperatur med dypet.

Toksin: Naturlig forekommende stoff som i lav konsentrasjon virker giftig og som produseres av planter, sopp, alger, bakterier, cyanobakterier, visse dyr (som bier, edderkopper, slanger og skorpioner).

Vannblomst: Masseoppblomstring av cyanobakterier (eller andre typer planteplankton).

Vanntilsigsområde: Et område som både ligger over og under bakken. Det totale området som samler vann til råvannskilden, utgjør vanntilsigsområdet.

Bakgrunn fra Mattilsynet

Cyanobakterier, tidligere kalt blågrønnalger, er en variert gruppe fotosyntetiserende organismer som har eksistert svært lenge. De trives gjerne i ekstreme miljøer. Det er videre kjent at cyanobakterier trives og vokser i overflatevann, hvorav mange benyttes som drikkevannskilder. Dette skaper i mange tilfeller problemer med utnyttelsen av vannkilden, ved at det dannes synlig forurensning, såkalt vannblomst. Noen arter skiller også ut lukt- og smaksstoffer.

I tillegg til å skape estetiske og sensoriske avvik produserer mange arter giftstoffer, såkalte cyanotoksiner. Disse kan påvirke nerver (nevrotoksiske) eller være leverødeleggende (hepatotoksiske). Eksponering kan føre til allergiske reaksjoner, ulike somatiske reaksjoner, og i noen tilfeller død. FHI opplyser at det foreløpig ikke er beskrevet dødsfall hos mennesker som følge av eksponering for cyanobakterier i Norge, men at det er rapportert tilfeller av husdyrdød.

Med forventet økt nedbørsmengde som følge av klimaendringer, vil det sannsynligvis oftere forekomme økt tilførsel av næringsstoffer til drikkevannskilder. Eutrofiering kan gi økt vekst av cyanobakterier. Det kan derfor tenkes at oppblomstringer kan skje hyppigere i fremtiden.

WHO anbefaler en maksimalverdi for hepatotoksinet microcystin-LR i drikkevann på 1 µg/l. Grensen er satt ut fra et forventet humant livsløpsinntak. Konsekvensene av tidsbegrensede inntak utover denne grensen er ikke nærmere beskrevet. Tilsvarende verdi er tatt inn i drikkevannsdirektivet i EU, som trådte i kraft i desember 2020. Verdien vil sannsynligvis også bli inkludert i den norske drikkevannsforskriften. En rekke andre cyanotoksiner er kjent, men lite omtalt og vurdert.

Aktuell bakgrunnsinformasjon

https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxcyanchap5.pdf

<https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2010/rapport-20104-pdf-fil.pdf>

Mandat fra Mattilsynet

Mattilsynet har behov for kunnskap om cyanobakterier og cyanotoksiner i drikkevann. Vi ønsker at dette oppdraget skal resultere i en vurdering som kan fungere som et nyttig verktøy for både vannverkseiere og drikkevannsinspektører.

Mattilsynet ber Vitenskapskomiteen for mat og miljø om å utarbeide en vurdering som omfatter følgende:

1. En oversikt over forekomst av ulike cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder og drikkevann i Norge.

- Hvilke cyanobakterier/cyanotoksiner er funnet i forskjellige råvannskilder.
- Hvilke cyanobakterier/cyanotoksiner forekommer hyppigst i drikkevann.
- Hvilke cyanotoksiner kan være utfordrende for human helse både med hensyn til toksisitet og eksponering.

2. Faktorer som gjør det mer sannsynlig at cyanobakterier og/eller cyanotoksiner kan utgjøre en utfordring for produksjonen av trygt drikkevann (for eksempel hvor i Norge eller type råvannskilde).

3. Hvilke kriterier må analysemetoden(e) minst oppfylle for å være hensiktsmessig for vannverkseierne.

4. Eksempler på tiltak i vanntilsigsområdet som er egnet for å begrense/reducere forekomst av cyanobakterier/cyanotoksiner i drikkevann.

5. Eksempler på vannbehandlingsmetoder som er egnet for å begrense/reducere forekomst av cyanobakterier/cyanotoksiner i drikkevann.

Vurderingen skal kunne fungere som et oppslag for drikkevannsnæringen og publikum i Norge. Den ønskes derfor utarbeidet på norsk med et fylldig sammendrag på engelsk.

1. Innledning

1.1 Cyanobakterier

Cyanobakterier er fotosyntetiserende mikroorganismer og er i Norge kjent under flere navn, deriblant blågrønnalger og blågrønnbakterier. Cyanobakterier er prokaryote organismer som har klorofyll a i cellene sine og produserer oksygen gjennom fotosyntese, og har med dette visse likheter med de eukaryote algene. Dette forklarer hvorfor cyanobakterier tidligere ble ansett som alger og dermed ble kalt blågrønnalger. Cyanobakterier regnes å være blant de aller eldste levende organismene på jorda. De eldste fossilene som er funnet av cyanobakterier er over 3,6 milliarder år gamle. De bidro til å skape jordas oksygenatmosfære, og er et av de største reservoarene vi har for karbon. De finnes i alle miljøer over hele jordkloden, fra arktiske strøk til ørkenområder, og de kan vokse i jord, stein, varme kilder, vann av svært ulik saltholdighet og i symbiose med andre organismer.

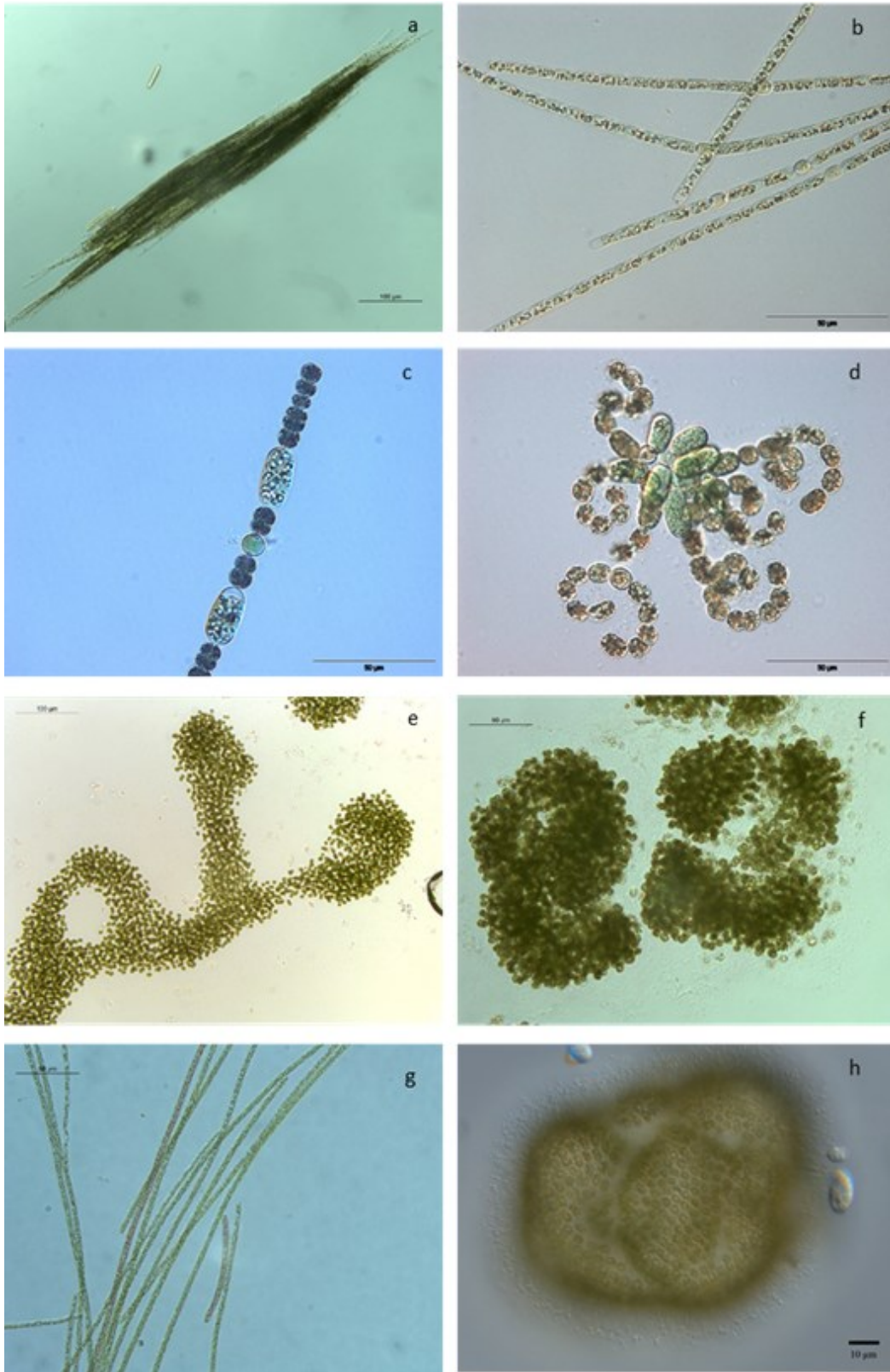
Cyanobakterier kan danne kraftige oppblomstringer, også kalt vannblomst, særlig i næringsrike innsjøer. Vannet får da en grønn, blågrønn, brun eller rød farge (Figur 1.1-1). I Norge er slike oppblomstringer vanlig forekommende i mange innsjøer i lavlandet, særlig på Østlandet, på Sør-Vestlandet og i Trøndelag. Det er i hovedsak miljøfaktorene lys, temperatur og næringsstoffer som påvirker vekst av cyanobakterier. I tillegg har cyanobakteriene flere spesielle egenskaper som kan forklare hvorfor de er så konkurransedyktige og har evnen til å danne oppblomstringer også når enkelte miljøfaktorer er mindre gunstige.

Cyanobakterier har en lang rekke morfologiske egenskaper som danner grunnlaget for artsbestemmelse i mikroskop. Noen er encellede, noen danner kolonier, og noen danner lange tråder, og de kan ha ulik farge avhengig av pigmentsammensetning i cellene (Figur 1.1-2). Enkelte slekter har heterocyter og akineter, og form og størrelse av disse spesialiserte cellene er kjennetegn for ulike arter. For rutineanalyser er det enkelt og praktisk å bruke mikroskop til å bestemme art eller slekt. Det er imidlertid stor morfologisk variasjon innen og mellom arter, og det må derfor brukes genetiske metoder for sikker artsbestemmelse.

Cyanobakterier kan produsere en rekke stoffer, såkalte metabolitter, som bioaktive peptider og alkaloider, hvorav flere er ulike giftstoffer (cyanotoksiner), men også andre organiske forbindelser som kan forårsake dårlig lukt og smak (geosmin og 2-metylisoborneol). Cyanotoksiner kan blant annet påvirke nervesystemet og leveren hos dyr og mennesker, og kan i verste fall føre til død. Det finnes flere tusen arter av cyanobakterier som lever i jord, ferskvann og saltvann. Av disse er det bare et lite antall, 50–60 arter, som er identifisert som produsenter av cyanotoksiner. Toksinproduserende arter kan ha stammer som ikke produserer toksiner. Det går derfor ikke an å skille mellom mulige toksiske eller ikke toksiske forekomster av cyanobakterier basert kun på morfologisk utseende. Til det kreves kjemiske eller genetiske undersøkelser. Nye toksinproduserende arter blir stadig identifisert rundt om i verden og arbeidet med identifisering og karakterisering av toksiner pågår kontinuerlig. Det er derfor et viktig prinsipp at alle cyanobakterier betraktes som potensielt giftige inntil det er undersøkt.



Figur 1.1-1: Oppblomstring av cyanobakterier i innsjøer i Norge. a) *Microcystis aeruginosa* i Akersvannet, b) *Microcystis aeruginosa* i Årungen, c) forekomst av *Planktothrix* spp. under isen i Steinsfjorden, d) rødpigmentert *Planktothrix* i Kolbotnvannet, e) *Aphanizomenon gracile* og *Microcystis* spp. i Hillestadvannet, f) *Aphanizomenon* spp. og *Dolichospermum* spp. i Bjørkelangen g) *Dolichospermum lemmermannii* i Mjøsa. Foto: S. Haande (a-f) og J.E. Løvik (g), NIVA.



Figur 1.1-2: Mikroskopibilder av a) *Aphanizomenon flos-aquae*, b) *Aphanizomenon gracile*, c) *Dolichospermum planctonicum*, d) *Dolichospermum lemmermannii*, e) *Microcystis aeruginosa*, f) *Microcystis botrys*, g) *Planktothrix* spp. (både grønn og rød pigmentert), h) *Woronichinia naegeliana*. Foto: A. Ballot og B. Skjelbred, NIVA.

1.2 Cyanotoksiner og andre bioaktive stoffer i cyanobakterier

Cyanotoksiner er naturlige toksiner som produseres av enkelte arter cyanobakterier. Blant cyanotoksinene finner vi sykliske peptider som microcystiner (Figur 1.2.1-1) og nodulariner, og alkaloider som saxitoksiner, anatoksiner og cylindrospermopsiner (Figur 1.2.5-1), og organofosfater som guanitoksin (Figur 1.2.6-1). Alle disse er vannløselige og varmestabile og brytes ikke ned ved koking. I tillegg har aminosyren beta-*N*-metylamino-L-alanine (BMAA) (Figur 1.2.7-1) de senere år fått stort fokus, på grunn av mistanke om en sammenheng med Alzheimers sykdom, Parkinson sykdom og amyotrofisk lateral sklerose (ALS). Også lipopolysakkarider fra cyanobakterier kan virke irriterende på hud ved direkte kontakt, og disse regnes derfor med som cyanotoksiner. Cyanotoksiner som er funnet i Norge omtales nærmere i Kapittel 1.3 med hensyn på humane helseeffekter. I tillegg omtales BMAA.

Internasjonalt fikk cyanotoksiner stor oppmerksomhet da et vannverk ved Lake Erie i Ohio i USA i august 2014 målte cyanotoksinet microcystin i det rensede drikkevannet i nivåer over WHO sine anbefalinger (se retningslinjer i Kapittel 1.4) (Miller et al., 2017; Pelley, 2016). Dette hendte til tross for at vannverket brukte aktivt karbon i renseprosessen. Vannverket forsynte da byen Toledo sine 500 000 innbyggere, og disse ble varslet av lokale myndigheter om at de ikke lenger kunne drikke vannet i springen. Advarselen ble opprettholdt i tre dager.

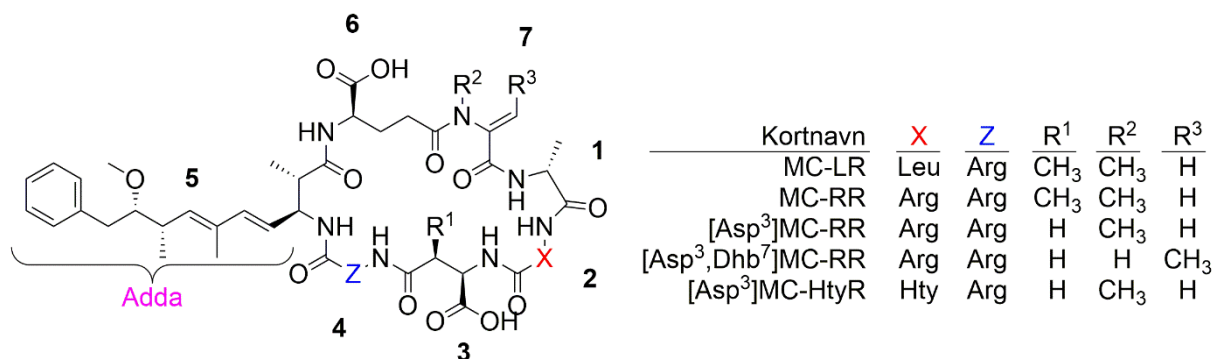
Våren 2007 opplevde Lake Taihu, Kinas tredje største innsjø, en stor oppblomstring av *Microcystis* (Liu et al., 2011; Qin et al., 2010). Oppblomstringen startet to måneder tidligere enn vanlig, noe som antas å skyldes en uvanlig varm vår. Lake Taihu er drikkevannskilden til byen Wuxi med 2 millioner innbyggere i Meiliangbukta og oppblomstringen førte til at byen var uten drikkevann i en uke.

Disse og andre episoder har hatt betydning for dagens anbefalinger fra WHO med hensyn på cyanobakterier, cyanotoksiner og drikkevann (Chorus og Welker, 2021).

1.2.1 Microcystiner

Microcystiner er den vanligst rapporterte gruppen med cyanotoksiner, også i Norge (se Tabell 4.1.1-3). De ble karakterisert på 1980-tallet, og i Norge gikk det først under navnet Akerstoks etter Akersvannet i Vestfold hvor det først ble karakterisert (Berg et al., 1987). Dagens navn har sammenheng med cyanobakterien *Microcystis aeruginosa*, som det først ble isolert fra. Microcystiner produseres også av cyanobakteriene *Planktothrix*, *Dolichospermum* (*Anabaena*), og *Woronichinia*. Microcystiner består av 7 aminosyrer i en ring, hvorav en av disse er den uvanlige aminosyren Adda (Figur 1.2.1-1). Formelt kan strukturen til microcystiner skrives syklo-(-(D-Ala¹-X²-D-Masp³-Z⁴-Adda⁵-D-Glu⁶-Mdha⁷) hvor X og Z er variable L-aminosyrer (Chorus og Welker, 2021). Det opphøyde tallet refererer til posisjon i ringen (Figur 1.2.1-1). Til nå har mer enn 250 ulike microcystiner blitt identifisert (Bouaïcha et al., 2019) og disse kalles forkortet MC-XZ (Figur 1.2.1-1). Det mest undersøkte og rapporterte microcystinet er MC-LR. Microcystiner er vanligvis cellebundet, men frigjøres til vannet dersom cellene ødelegges (lyseres). Den sykliske strukturen gjør at microcystiner er forholdsvis stabile i

naturen og tåler kjemiske og fysiske faktorer som ekstreme temperaturer, pH endringer, sollys og uspesifikke enzymer godt (Harada et al., 1996; Rastogi et al., 2014; Tsuji et al., 1994).



Figur 1.2.1-1: Den kjemiske grunnstrukturen til microcystiner. Aminosyrene merket X og Z i henholdsvis posisjon 2 og 4 og betegner variable L-aminosyrer i disse posisjonene. F.eks. microcystin-LR har leucin i posisjon 2, arginin i posisjon 4 og Adda i posisjon 5 i ringen med 7 aminosyrer. R¹, R² og R³ er posisjoner hvor vanlige bytter kan forekomme. Eksemplene til høyre viser noen av de vanligste microcystinene funnet i Norge (Miles et al., 2013). [Asp³] betyr at denne aminosyren mangler en metylgruppe på asparaginsyre i posisjon 3. [Dhb⁷] betyr at denne aminosyren har en ekstra metylgruppe på aminosyren i posisjon 7 og mangler en metylgruppe på nitrogen atomet (dvs. R² = H).

1.2.2 Nodulariner

Nodulariner produseres av cyanobakterien *Nodularia spumigena*, og består av 5 aminosyrer i en ring (istedenfor 7 som microcystiner har), hvorav en av disse er den uvanlige aminosyren Adda. Nodulariner er foreløpig ikke funnet i Norge. Cyanobakterien forekommer vanligvis i brakkvann (eks. Østersjøen) eller i innsjøer med høyere saltholdighet.

1.2.3 Saxitoksiner

Saxitoksiner er naturlige alkaloider, dvs. nitrogenholdige organiske molekyler som ofte har en effekt på mennesker og dyr. Saxitoksin er en nervegift som står på FN's liste over potensielle kjemiske våpen (OPCW, 2021). Strukturen er vist i Figur 1.2.5-1. Det er så langt funnet 57 ulike saxitoksiner (Wiese et al., 2010), hvorav noen kalles gonyautoksiner og *Lyngbya wollei*-toksiner av historiske grunner. Saxitoksiner produseres av cyanobakterier i slekten *Aphanizomenon*, og er påvist i flere ferskvann i Vestfold (se Tabell 4.1.1-3), men også av flere marine dinoflagellater langs norskekysten som kan forårsake forgiftningen PSP (paralytic shellfish poisoning).

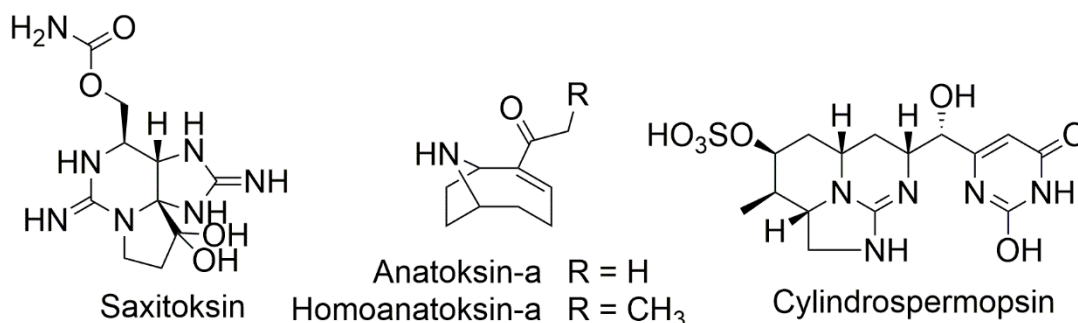
1.2.4 Anatoksiner

Anatoksin-a er et naturlig alkaloid og en nervegift (Chorus og Welker, 2021). Det er et tropan med to sammenføyde ringer med et sekundært amin. Varianten homoanatoksin-a har en ekstra metylengruppe (Figur 1.2.5-1) og ble opprinnelig karakterisert i en NIVA-kultur fra en

svensk innsjø (Skulberg et al., 1992). Anatoksiner produseres av *Dolichospermum* (*Anabaena*), *Tychonema* (*Oscillatoria bornetii*) og *Phormidium*. Anatoksiner er påvist i en *Tychonema bourrellyi*-kultur fra Mjøsa (se Tabell 4.1.1-3).

1.2.5 Cyldrospermopsiner

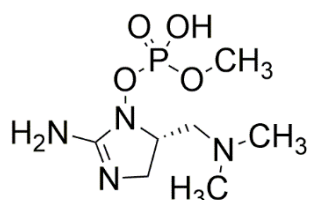
Cyldrospermopsin er et naturlig alkaloid og det finnes i tillegg i fire andre varianter, hvorav to av dem er; 7-*epi*-cyldrospermopsin og 7-deoxycyldrospermopsin (Chorus og Welker, 2021). Felles for disse er en trisyklisk guanidin-del som er koblet via et hydroksylert karbon til en uracil (Figur 1.2.5-1). Uracil er nødvendig for giftigheten. Cyldrospermopsin er et zwitterion, dvs. et ion med både en positiv og en like stor negativ ladning, og det gjør det ekstra vannløselig. Cyldrospermopsin produseres av *Raphidiopsis*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (*Anabaena*) og *Chrysozporum*-arter. Cyldrospermopsiner er foreløpig ikke påvist i Norge.



Figur 1.2.5-1: Kjemiske strukturer til de naturlige alkaloidene - saxitoksin, anatoksin/homoanatoksin og cyldrospermopsin.

1.2.6 Guanitoksin

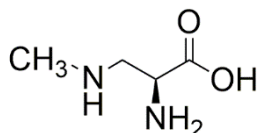
Guanitoksin ble inntil helt nylig kalt anatoksin-a(S) til tross for at både struktur (Figur 1.2.6-1) og virkemåte er forskjellig fra anatoksin-a, og Fiore et al. (2020) foreslo derfor navneendringen. Guanitoksin er et organofosfat som inneholder en *N*-hydroksymetyl fosfatester, og er det eneste kjente naturlige toksiske organofosfat. Guanitoksin kan bindes irreversibelt til acetylcholinesterase og dermed blokkere hydrolyse av neurotransmitteren. Guanitoksin produseres av *Dolichospermum* (*Anabaena*) arter, men er foreløpig ikke påvist i Norge.



Figur 1.2.6-1: Kjemisk struktur til guanitoksin (tidligere anatoksin-a(S)).

1.2.7 Beta-*N*-metylamino-L-alanin

BMAA er en aminosyre med fullt navn beta-*N*-metylamino-L-alanin (Figur 1.2.7-1) som har blitt mistenkt å være et nervetoksin (Murch et al., 2004a; Murch et al., 2004b). Denne aminosyren er ikke vanlig å finne i proteiner. Debatten i forskningsmiljøene rundt hvorvidt BMAA er en nervegift eller ikke, og om de finnes i cyanobakterier, er pågående (Buratti et al., 2017). BMAA har vært antatt å virke ved å erstatte essensielle aminosyrer i protein syntesen, derved produseres proteiner som ikke fungerer. Det er ikke funnet noen undersøkelser av forekomsten av BMAA i Norge.



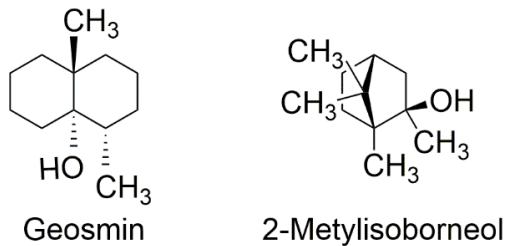
Figur 1.2.7-1: Kjemisk struktur til beta-*N*-metylamino-L-alanin (BMAA).

1.2.8 Lipopolysakkarider

Lipopolysakkarider (LPS) er også kjent som lipoglykaner og endotoksiner, og er store molekyler bestående av et lipid og et polysakkarid. LPS er en komponent i den ytre membranen i Gram-negative bakterier og også cyanobakterier (Martin et al., 1989). LPS kan virke irriterende på hud og muligens trigge en allergisk respons. WHO-boken fra 2021 konkluderer i sin vurdering av LPS, basert på nåværende kunnskap samlet gjennom flere tiår med forskning, at cyanobakteriell LPS antagelig ikke utgjør en helserisiko i samme grad som toksiner som microcystiner eller cylindrospermopsiner, spesielt når man vurderer mulige eksponeringsveier (Chorus og Welker, 2021).

1.2.9 Geosmin og 2-metylisoborneol

Geosmin (fra gresk "geo": jord og "osme": lukt) og 2-metylisoborneol (2-MIB) er begge bisykliske terpenener (Figur 1.2.9-1), som kan produseres av cyanobakterier (Jüttner og Watson, 2007). Terpenener er naturlige plantestoffer som ofte har en kraftig lukt og geosmin har en kraftig lukt av fuktig jord. Geosmin og 2-MIB kan være et problem for vannverk på grunn av den kraftige lukta, men det er ikke påvist noen kjent helserisiko (Chorus og Welker, 2021). Det finnes også flere andre luktforbindinger fra cyanobakterier som kan skape problemer, men geosmin og 2-MIB er de vanligste.



Figur 1.2.9-1: Kjemisk struktur til geosmin og 2-metylisoborneol (2-MIB).

1.3 Effekt av cyanobakterier- og toksineksponering på human helse

Eksponering for cyanobakterier og cyanotoksiner kan skje enten ved hudkontakt, inhalering eller svelging av vann ved bading og vannsport eller ved eksponering gjennom drikkevann eller mat (Chorus og Welker, 2021). Det har også vært et par alvorlige hendelser hvor flere pasienter som mottar dialyse på grunn av sviktende nyrefunksjon har fått i seg cyanotoksiner via vannet brukt i dialysen, med fatalt utkomme (Chorus og Welker, 2021).

Eksponering for cyanobakterier i badevann kan resultere i allergiske reaksjoner som ligner på høyefer, astma samt hud-, øye- og øreirritasjoner. Inhalasjon kan medføre astmalignende eller lungebetennelselignende symptomer. Eksponering for cyanotoksiner ved svelging kan forårsake kvalme, oppkast og magesyke og andre gastrointestinale (mage-tarm) betennelser, irritasjon av slimhinner i munn, nese og hals, øm og hoven lever, prikking i fingertuppene og tærne, tåkesyn, hodepine, svimmelhet, feber, oksygenmangel i blodet (hypoksi, cyanose), samt lammelse og åndedretts- eller hjertestans som er potensielt dødelig. Både hepatotoksinene og nervetoksinene kan være dødelige (Chorus og Welker, 2021; Svirčev et al., 2019). Slike akutte effekter kan oppstå i løpet av få minutter og opptil dager etter eksponering, avhengig av typer og konsentrasjon av cyanotoksiner, eksponeringsveier, kroppsvekt og alder på de berørte personene. Kroniske påvirkning fra enkelte cyanotoksiner er knyttet til mulige kreftfremkallende effekter.

Det finnes et stort antall publikasjoner om giftigheten av cyanotoksiner. De aller fleste studiene av giftigheten av cyanotoksiner har fokus på microcystiner og da i all hovedsak MC-LR-analogen. Det er lite data både om andre microcystiner og om andre grupper cyanotoksiner. Det finnes også en del forsøk med ikke-karakteriserte ekstrakter fra cyanobakterier som kan inneholde mange kjente og ikke-kjente toksiske metabolitter. Selv om disse studiene viser at ekstraktene kan være giftige, kan disse studiene ikke brukes til å fastsette helsebaserte grenseverdier for cyanotoksiner. Videre er mange av de publiserte studiene enten gjennomført ved intraperitoneal eller intravenøs injeksjon. Dette er ikke relevant for et inntak fra mat eller drikkevann. Mange studier er også bare gjennomført ved en enkel dosering med en høy dose og gir ikke grunnlag for å kunne vurdere inntak av mindre mengder over tid. Kjente

helseeffekter og tolerabelt daglig inntak (TDI) eller tilsvarende for microcystiner, anatoksiner, saxitoksiner, cylindrospermopsiner og BMAA er samlet i Tabell 1.3-1.

Tabell 1.3-1: Helseeffekter og tolerabelt daglig inntak (TDI basert på kroppsvekt (kv)) eller tilsvarende for microcystiner, anatoksiner, saxitoksiner, cylindrospermopsiner og BMAA.

Toksingruppe	Kritisk effekt	Helsebasert retningsverdi (TDI)	Andre kliniske effekter	Merknad
Microcystiner	Levertoksisitet	0,04 µg/kg/dag ¹	Leversvikt, nedsatt reproduksjon	Mangelfulle data for toksisitet
Anatoksiner	Pustestopp	0,98 µg/kg/dag ²	Muskelkramper, skjelvinger	Mangelfulle data for toksisitet
Saxitoksiner	Pustestopp	0,5 µg/kg/dag ³	Andre nervesymptomer som muskelkramper, skjelvinger	Akutt referansedose basert på humane forgiftninger med skjell
Cylindrospermopsin	Lever og nyretoksisitet, erythrocytter	0,03 µg/kg/dag ⁴		
BMAA	Ikke fastsatt	Ikke fastsatt	Indikasjoner på nevrologiske effekter som ALS	Omstridt

¹ TDI (WHO, 2020c).

² WHO (2020a), bruker 98 µg/kg/dag som NOAEL og usikkerhetsfaktor på 100 ved fastsettelse av retningslinjer for drikkevann. Foreløpig referanseverdi pga manglende data, spesielt for eksponering over tid. ("Although GV's cannot be derived due to inadequate data, a "bounding value", or provisional health-based reference value, can be derived for short-term exposure using a highly conservative assumption to define the NOAEL at 98 µg/kg") WHO benyttet usikkerhetsfaktor på 100 for å komme fram til veiledende verdi.

³ Akutt referansedose fastsatt av (WHO, 2020d) og EFSA (2009). Basert på NOAEL 1,5 µg/kg kv fra humane forgiftninger med blåskjell og en usikkerhetsfaktor på 3. Det var ikke datagrunnlag for kronisk referansedose og ble heller ikke ansett som relevant for forgiftning fra skjell.

⁴ WHO (2020b) har identifisert en NOAEL på 30 µg/kg/dag og en ekstra usikkerhetsfaktor på 1000 for mangler i database og ekstrapolering fra subkronisk studie (42 uker) for å komme til en foreløpig referanseverdi.

1.3.1 Microcystiner

Microcystiner er den mest studerte og antagelig den mest utbredte gruppen av cyanotoksiner. Til nå er det beskrevet mer enn 250 ulike microcystiner, men de aller fleste toksikologiske studiene er gjort med MC-LR-varianten. For andre microcystiner finnes det veldig lite toksikologiske data. Microcystiner hemmer protein serin/treonin fosfatasene 2A og i noe mindre grad fosfatase 1 (Testai et al., 2016). Hemming av fosfatasene fører til økt fosforylering (hyperfosforylering) av proteiner (Falconer og Yeung, 1992). Fosforylering/defosforylering er viktig for å regulere signalveier for sentrale cellulære prosesser som blant annet proliferasjon, apoptose og differensiering. Microcystiner fører også til dannelse av ROS (reactive oxygen species) og nedbrytning av cytoskjelettet (Cao et al., 2019).

Selv om mange organsystemer som hjerte, nervesystem og testikler (Cao et al., 2019; Hinojosa et al., 2019), påvirkes av høyere doser microcystiner, er det effektene på lever som antas å være de kritiske. Til tross for et stort antall publikasjoner er det lite relevante langtidsstudier og få dose-respons studier med oral eksponering. WHO fastsatte en TDI for MC-LR basert på en studie der mus ble gitt en daglig dose på 0 (kontroll), 40, 200 eller 1000 µg/kg kv (n= 15 per dose) i 13 uker med magesonde. En daglig dose på 40 µg/kg kv ga ingen effekter i forhold til kontroll (No Observed Adverse Effect Level - NOAEL) mens en daglig dose på 200 µg/kg kv førte til patologiske skader i lever (Fawell et al., 1999a). WHO (2020c) brukte en usikkerhetsfaktor på 1000 på grunn av dårlig datagrunnlag og satte ut fra en NOAEL per dag på 40 µg/kg kv en TDI på 0.04 µg/kg kv (WHO, 2020c). I mangel av toksikologiske data for andre microcystiner enn MC-LR så anbefaler WHO at retningslinjene brukes for sum av microcystiner selv om de er basert på toksikologiske forsøk med MC-LR (WHO, 2020c). For andre microcystiner enn MC-LR er det veldig begrenset med data fra forsøk med oral eksponering og gjentatte doseringer over tid (Díez-Quijada et al., 2019; Testai et al., 2016), men det er grunner til å tro at andre MCEr er omtrent like toksiske, basert på PP-inhibering.

Microcystiner og ekstrakter fra microcystin-produserende cyanobakterier nedsetter reproduksjon hos fisk, og tilsvarende effekt kan mistenkes hos pattedyr (Chen et al., 2016). Det er motstridende funn om microcystin som hormonforstyrrende stoff i fisk, men det ble vist at ekstrakter av *Microcystis*-kulturer inducerer vitelogeninsyntesen i fisk, noe som er en indikator på forstyrrelser i reguleringen av østrogener. Det mangler data for å kunne vurdere om microcystiner skader reproduksjonen hos pattedyr, men det finnes data som indikerer nedsatt sæd kvalitet hos mus gitt drikkevann med mer enn 3,2 µg/L MC-LR i vann i 3 eller 6 måneder (kroppsvekt og dose ikke spesifisert) (Chen et al., 2016; Chen et al., 2011; Li et al., 2008). I tillegg er det indikasjoner på effekter på nervesystemet, men dataene for dette er ikke tilstrekkelige for bruk i risikovurdering (Chorus og Welker, 2021).

Enkelte studier har vist potensiale for kreftfremkallende egenskaper, noe som har gjort at IARC (International Agency for Research on Cancer) har klassifisert microcystiner som gruppe 2B, mulige kreftfremkallende stoffer for mennesker, basert på deres kreftfremmende aktivitet via proteinfosfatasehemming i stedet for genotoksisitet (IARC, 2010).

1.3.2 Saxitoksiner

Saxitoksiner er mest kjent for å gi PSP-forgiftning (paralytic shellfish poisoning) ved konsum av blåskjell, men toksinene kan også lages av cyanobakterier i ferskvann. Det er beskrevet minst 57 analoger av saxitoksiner. Saxitoksiner er nervegifter som hovedsakelig virker ved at de blokkerer natriumkanalene i det perifere nervesystemet og blokkerer dermed nervesignaler. Andre ionekanaler kan også blokkeres. Blokkering av signalet i sensoriske nerver gjør at man kjenner en prikking og nummenhet i leppene ved oralt inntak. Nervesignalene i motoriske nerver gjør at musklene svekkes og fullstendig lammelse kan inntre ved alvorlige forgiftninger. Dødsfall kan forekomme ved at pustemuskulaturen lammes. EFSA (2009) gjorde en gjennomgang av alle rapporterte tilfeller av humane forgiftninger og kom til en LOAEL på 1,5 µg/kg for akutte effekter. De brukte en usikkerhetsfaktor på 3 for å ekstrapolere fra LOAEL

til NOAEL. Siden det har vært observert mye høyere inntak av saxitoksiner uten effekter antok man at individuell variasjon i følsomhet allerede var ivaretatt og at en faktor på 10 for denne variasjonen ikke var nødvendig. De fastsatte derfor en akutt referansedose for saxitoksiner på 0,5 µg/kg kroppsvekt. WHO benyttet også denne og foreslo en retningslinje for drikkevann på 3 µg/L. Den ble fastsatt for å beskytte spebarn for ikke å komme over den akutte referansedosen (Chorus og Welker, 2021). Videre foreslo de at man bruker en modell for å beregne toksiske ekvivalenter av flere analoger av saxitoksin der toksisitetsfaktoren for de mest relevante toksinene baseres på en oral studie (Munday et al., 2013). WHO skriver at det ikke er noe som tyder på kroniske effekter av saxitoksiner og at en verdi for å beskytte mot kroniske effekter ikke er relevant ("not appropriate") (Chorus og Welker, 2021).

1.3.3 Anatoksiner

Det finnes to anatoksiner, anatoksin-a og homoanatoksin-a (tidligere ble guanitoksin benevnt anatoksin a(s), men siden det har en helt ulik kjemisk struktur er det nå omdøpt til guanitoksin). Anatoksin-a er også kalt "very fast death factor" på grunn av høy akutt toksisitet. Det er få *in vivo* data for toksikokinetikk, men den korte tiden fra inntak til forgiftning tyder på raskt og effektivt opptak og distribusjon. Anatoksin-a er nervegift som gir muskelsammentrekninger og kramper ved å binde seg til og aktivere acetylkolinreseptorer i neuromuskulære overganger og i sentralnervesystemet, og dermed overstimuleres muskelen. Ved akutte forgiftninger kan både forsøksdyr og husdyr dø av akutt respirasjonssvikt i løpet av få minutter (Chorus og Welker, 2021; Testai et al., 2016).

Det finnes lite data for anatoksin-a fra forsøk over tid. WHO har i sin evaluering av anatoksiner i drikkevann brukt en NOAEL ved daglig dose på 98 µg/kg kv sammen med en usikkerhetsfaktor på 100 (Tabell 1.3-1) (Chorus og Welker, 2021). Denne er basert på et 28 dagers forsøk med mus daglig gitt 0, 98, 490 eller 2460 µg/kg kv (Fawell et al., 1999b). I hver av de 2 høyere dosene døde musene, men dødsårsak kunne ikke slås fast og kan ha hatt andre årsaker. WHO anser derfor at NOAEL kan ha vært høyere, men bruker den laveste verdien for å være på den sikre siden. Det finnes lite data fra orale studier med andre endepunkter.

1.3.4 Beta-N-metylamino-L-alanin (BMAA)

BMAA er en ikke-essensiell aminosyre som er rapportert produsert av både cyanobakterier, kiselalger og dinoflagellater (Nunes-Costa et al., 2020). Det har blitt antatt at BMAA trolig produseres av alle kjente cyanobakterieslekter (Cox et al., 2005). Dette har imidlertid ikke blitt verifisert, noe som trolig skyldes uklar rapportering og dårlig dokumenterte konklusjoner i flere studier på BMAA (Faassen, 2014). Forekomst av BMAA er ikke undersøkt i Norge.

BMAA kan oppkonsentreres i næringskjeden, som for eksempel i sjømat og fisk. I Guam, en øy i Mikronesia i Stillehavet, ble det tidlig på 1900-tallet oppdaget høy forekomst av en neurodegenerativ sykdom med lignende symptomer på både ALS, Alzheimers sykdom og demens (forkortet ALS-PDC) (Chernoff et al., 2017; Cox et al., 2018). Genetiske årsaker til sykdommen ble undersøkt, men ble senere avkreftet da blant annet utflyttere ikke utviklet

sykdommen (Morris et al., 2001). Det ble senere foreslått at konsum av matvarer med høye nivåer av BMAA (blant annet mel laget av nøttene til planten Cycad og kjøtt fra «flying fox», en flaggermus) var en årsaksfaktor til sykdommen (Bradley og Mash, 2009).

Det har i senere tid blitt foreslått at BMAA kan være en årsaksfaktor til utvikling av neurodegenerende sykdommer i den generelle befolkningen, og da spesielt ALS og Alzheimers (Bradley og Mash, 2009; Testai et al., 2016). Det er vist at BMAA kan gi celledød og celledød i celleforsøk og nerveskader i dyreforsøk ved høy eksponering (Chernoff et al., 2017; Spencer et al., 1987). Befolkningsstudier har vist at personer som bor i nærheten av vannkilder med hyppige oppblomstringer av cyanobakterier har en høyere risiko for å få ALS sammenlignet med personer som ikke bor i nærheten av vannkilde med oppblomstring av cyanobakterier (Caller et al., 2009; Masseret et al., 2013; Sabel et al., 2003; Torbick et al., 2014). Selv om studiene fant en mulig sammenheng mellom det å bo i nærheten av vann med cyanobakterieoppblomstringer og neurodegenerende sykdommer, så ble det ikke identifisert BMAA i vannkildene i hovedparten av disse studiene (Testai et al., 2016).

1.4 Retningslinjer

1.4.1 Cyanotoksiner

Foreløpig finnes det ingen nasjonale retningslinjer for cyanotoksiner i drikkevann. Internasjonalt har WHO foreslått foreløpige retningslinjer for maksimalt innhold for enkelte av disse cyanotoksinene (WHO, 2011), og for microcystiner har denne vært 1 µg/L i drikkevann i mer enn 20 år (Falconer et al., 1999). Under arbeidet med denne vurderingen kom nye underlagsdokumenter fra WHO i januar 2021 for microcystiner (WHO, 2020c), anatoksiner (WHO, 2020a), saxitoksiner (WHO, 2020d) og cylindrospermopsiner (WHO, 2020b) og retningslinjer for disse i drikkevann og badevann. Disse retningslinjeverdier er oppsummert i Tabell 1.4-1. Den største endringen i anbefalinger fra tidligere er at WHO i tillegg til retningslinjer for kronisk eksponering gir egne anbefalinger for et kortere tidsperspektiv på 14 dager. Det skilles også på barn og voksne. I tillegg er retningslinjeverdien for badevann hevet fra 10 µg/L til 24 µg/L for microcystiner. Disse anbefalingene er i tråd med WHO håndboka (Chorus og Welker, 2021).

Tabell 1.4-1: WHO sine foreslåtte retningslinjer for maksimalt innhold av cyanotoksiner i vann.

	Drikkevann			Badevann	Referanse
	Livstids- perspektiv ¹	Kort tidsperspektiv (maks 14 dager)			
		Voksne	Babyer og små barn		
Microcystiner	1 µg/L	12 µg/L	3 µg/L	24 µg/L	WHO, 2020c
Saxitoksiner	3 µg/L	3 µg/L	3 µg/L	30 µg/L	WHO, 2020d
Anatoksiner²	30 µg/L	30 µg/L	6 µg/L	60 µg/L	WHO, 2020a
Cylindrospermopsiner	0.7 µg/L	3 µg/L	0.7 µg/L ³	6 µg/L	WHO, 2020b

¹WHO antar daglig inntak av drikkevann for en voksen til å være ~ 2 L.

²Datagrunnlaget med hensyn på toksikologi for anatoksiner er for dårlig til å kunne etablere retningslinjer for maksimalt innhold. I stedet gis en «bounding value» for anatoksiner.

³Alternativ vannkilde anbefales dersom livstidsperspektiv retningslinjen overskrides.

EU kom 16. desember 2020 med et omarbeidet direktiv på vannkvalitet ment for humant konsum gjeldende fra 12. januar 2026 (EU, 2020). Dette direktivet setter en maksimal grenseverdi for microcystin-LR til 1 µg/L i drikkevann. Samtidig sies det at denne parameteren kun skal måles dersom det er en potensiell oppblomstring i råvannskilden (økende cyanobakteriell celletetthet eller oppblomstringspotensiale).

Flere land har egne reguleringer for cyanotoksiner og drikkevann (Buratti et al., 2017; Ibelings et al., 2014), deriblant Australia, Canada (Health Canada, 2017), New Zealand (Ministry of Health, 2018) og USA (Chorus og Welker, 2021; Ibelings et al., 2014). De aller fleste av disse er i samsvar med WHO sine tidligere anbefalinger. For microcystiner ligger verdien for regulering på 1–1,3 µg/L, hvor enkelte reguleringer nevner kun MC-LR spesielt, mens andre presiserer summen av microcystiner eller microcystin ekvivalenter (Chorus og Welker, 2021; Ibelings et al., 2014).

1.4.2 Relevante forskrifter for drikkevann, overflatevann og råvann

1.4.2.1 Forskrift om vannforsyning og drikkevann – Drikkevannsforskriften

I Norge reguleres kvalitetskravene til drikkevann gjennom «Forskrift om vannforsyning og drikkevann» (Drikkevannsforskriften, FOR-2016-12-22-1868). Formålet med drikkevannsforskriften 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. Virus, bakterier, parasitter, andre mikroorganismer eller kjemiske stoffer kan utgjøre en helserisiko. Drikkevannsforskriften definerer kvalitetskrav og grenseverdier for drikkevann (Veileder drikkevannsforskriften, 2020).

1.4.2.2 Forskrift om rammer for vannforvaltningen – Vannforskriften

EUs vanddirektiv ble i 2006 implementert i norsk lov gjennom «Forskrift om rammer for vannforvaltningen» (Vannforskriften, FOR-2006-12-15-1446). Med dette fikk forvaltningen konkrete og målbare miljømål for alt overflatevann (kystvann, brakkvann og ferskvann) og grunnvann. Et overordnet mål med vannforskriften er å sikre en helhetlig og økosystembasert vannforvaltning i Norge.

Miljømål i samsvar med vannforskriften er det målet forvaltningen har for miljøtilstand i overflatevann og grunnvann. Miljøtilstand deles i økologisk tilstand (biologiske kvalitets- og støtteelementer) og kjemisk tilstand (prioriterte stoffer/miljøgifter). I vannforskriften er det utarbeidet kriterier for å klassifisere miljøtilstand (Veileder 02:2018 Direktoratgruppen, 2018). Økologisk tilstand skal fastsettes ut fra data som omfatter ett eller flere biologiske kvalitetselementer (dvs. organismegrupper som planteplankton, vannplanter, påvekstalg, makroalg, bunnfauna og fisk) og relevante fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteelementer. Hovedvekten i klassifiseringssystemet er lagt på biologiske kvalitetselementer, mens fysisk-kjemiske parametere tjener som støtte for vurdering av økologisk tilstand. Klassifiseringssystemet er inndelt i tilstandsklassene svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig, og det er oppgitt en naturtilstand for hver parameter. Det overordnede miljømålet er å oppnå god miljøtilstand. God økologisk tilstand er definert som en tilstand med små avvik fra naturtilstanden (tilsvarende svært god tilstand). Miljømålet for god økologisk tilstand ligger på grensen mellom moderat og god, og alle vannforekomster som havner under denne grensen skal i prinsippet opp i god tilstand. Det er også et klart mål at ingen vannforekomster som allerede er i god eller svært god tilstand skal ned til moderat tilstand.

For å kunne klassifisere tilstanden i en vannforekomst må overvåkingsdata innhentes. Det deles i basisovervåking, tiltaksorientert overvåking og problemkartlegging. Frekvens og omdrev i prøvetakingen er ulik for disse tre typene av overvåking.

Planteplankton er et av de biologiske kvalitetselementene som overvåkes i basisovervåking og i tiltaksorientert overvåking der påvirkningen er eutrofiering eller i problemkartlegging der det antas at eutrofiering kan være påvirkning. Vurdering av økologisk tilstand for planteplankton er basert på klorofyll a, totalt biovolum, trofiindeks for artssammensetning (PTI) og oppblomstring av cyanobakterier (cyanomax, det maksimale biovolumet av cyanobakterier) observert i vekstsesongen (Veileder 02:2018 Direktoratgruppen, 2018).

1.5 Drikkevann i Norge

Vann er livsnødvendig, og manglende tilgang på tilstrekkelige mengder rent vann er et stort problem i mange deler av verden. I Norge har vi god tilgang på drikkevann. De fleste europeiske land får vann fra grunnvannskilder, mens størstedelen av vannforsyningen i Norge (ca. 90 %) kommer fra overflatevann (Mattilsynet, 2019). Både grunnvann og overflatevann kan gi utmerket drikkevann med riktig kombinasjon av beskyttelse av råvannskilden og

vannbehandling, og det er fordeler og ulemper med begge. Overflatevann, som innsjø eller elv/bekk, kan være utsatt for mikrobiell forurensning, og oppblomstring av alger og cyanobakterier.

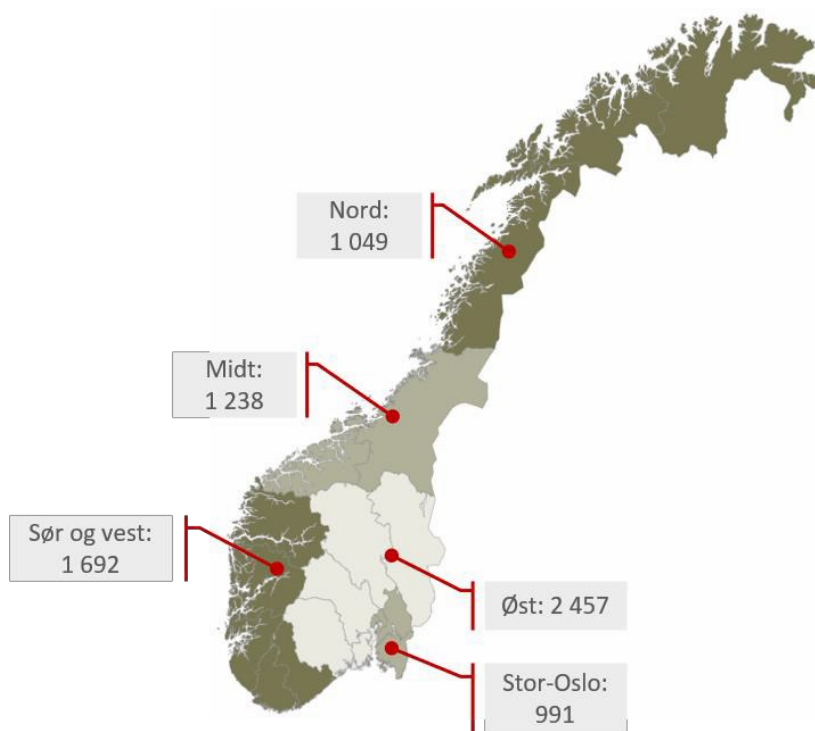
Vanlige vannbehandlingsmetoder i Norge er UV-bestråling og klorering i kombinasjon med for eksempel koagulering eller biofiltrering. Vanlige vannbehandlingsmetoder er beskrevet i Kapittel 7.

I forbindelse med denne vurderingen defineres drikkevann som alle former for vann som ubehandlet eller etter behandling er ment for drikke, matlaging eller andre husholdningsformål. Råvann er vann fra råvannskilder som brukes til drikkevann. Ferskvann omfatter overflatevann som innsjøer, elver og bekker inkludert råvannskilder, med bare et minimalt innhold av oppløste salter, spesielt natriumklorid, til forskjell fra saltvann og brakkvann.

1.5.1 Organisering og ansvar for drikkevannsforsyning i Norge

Tilgangen på drikkevann er organisert på ulike måter avhengig av geografi og bebyggelse. Drikkevannsforsyningen er spredt på svært mange ulike vannforsyningssystemer og enkeltvannforsyninger. Et vannforsyningssystem består av flere deler: vanntilsigsområde, råvannskilde, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem. Størrelsen på vannforsyningssystemene varierer, fra de som leverer til noen få husstander eller fritidsboliger, til vannforsyningssystemer som leverer til flere hundre tusen mennesker. Tall fra Statistisk sentralbyrå viser at ca. 4,5 millioner mennesker, eller ca. 84 % av befolkningen, er tilknyttet kommunal vannforsyning (SSB, 2021).

I Norge har vi både privateide, kommunale og interkommunale vannverk. Et vannverk kan ha flere enn én vannkilde og omvendt. Drikkevannsforskriften pålegger vannverkseierne å registrere vannforsyningssystemene hos Mattilsynet (Drikkevannsforskriften, FOR-2016-12-22-1868) og vannverkseier er selv ansvarlig for å sørge for registreringen. Per september 2019 var det registrert over 7 400 vannverk i Norge (Figur 1.5.1-1) (Mattilsynet, 2019).



Figur 1.5.1-1: Antall vannforsyningssystemer som er registrert hos Mattilsynet pr. oktober 2019, uansett størrelse og organisasjonsform, fordelt på Mattilsynets regioner. Kilde: Mattilsynet (2019).

1.5.2 Drikkevann i Norge og cyanobakterier

I Norge bruker vi tradisjonelt mest overflatevann til drikkevann. Oppblomstringer av cyanobakterier i drikkevannskilder kan medføre utfordringer for bruken av slike råvannskilder.

Drikkevannsforskriften stiller per i dag ikke noen krav til å overvåke forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder. Drikkevannsdirektivet i EU fra desember 2020, setter en maksimal grenseverdi for microcystin-LR til 1 µg/L i drikkevann (EU, 2020). Verdien vil sannsynligvis også bli inkludert i den oppdaterte versjonen av den norske drikkevannsforskriften som ventes 2021/22 (Mattilsynet, 2021).

Det har ikke blitt gjennomført en systematisk overvåking av forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i alle norske råvannskilder. Det gjøres undersøkelser i enkelte råvannskilder hvor det har vært episoder med oppblomstring av cyanobakterier og dette er nærmere omtalt i Kapittel 4.2.

2. Metode for datainnsamling

For å svare på spørsmålene om forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i norske drikkevannskilder ble relevante data hentet inn på tre forskjellige måter; via litteratursøk, via en spørreundersøkelse som ble sendt ut til vannverk og postmottak i kommunene i Norge og via innhenting av data fra Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Veterinærinstituttet. For å svare på de andre spørsmålene i mandatet ble det gjort litteratursøk på de ulike temaene.

2.1 Litteratursøk og –utvelgelse

For å identifisere søketermer og søkeord relevante for vurderingen brukte VKM prosjektgruppens ekspertise, samt EFSA sin eksterne rapport (Testai et al., 2016) som gir oversikt over analyse, forekomst og toksisitet av cyanotoksinene microcystiner, nodulariner, anatoxiner, cylindrospermopsin, saxitoksiner, LPS og BMAA, samt de marine cyanobakteriene aplysiatoksiner, lyngbyatoksiner, palytoksin og ciguatoksiner som antas ikke relevante for drikkevann. EFSA sin eksterne rapport benyttet systematiske søk gjennomført i 2014–2015 som er gjengitt i rapporten. VKM tok utgangspunkt i relevante søkestrategier fra denne rapporten for å hente inn nyere litteratur.

Bibliotekarer ved FHI utførte litteratursøk på temaene i mandatet i tidsrommet 13.03.20–28.05.2020. Søkene ble utført i Embase, Oria, Ovid Medline, Cochrane Database of systematic reviews, Web of Science og Epistemonikos. Søkestrategiene er tilgjengelig i Vedlegg II. For enkelte av søkene ble resultatet av litteratursøket avgrenset til oversiktsartikler der det var hensiktsmessig på grunn av et stort antall artikler. Litteratursøket på forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i Norge ble ikke tidsbegrenset, men ble begrenset av hvorvidt rapporter og artikler var tilgjengelig.

Screening av titler og abstrakt ble utført parvis blindt ved hjelp av Rayyan (Ouzzani et al., 2016). Rayyan er et gratis verktøy på nett for å forenkle systematisk screening av faglitteratur fra litteratursøk. Screeningen ble gjort mot forhåndsdefinerte kriterier for inkludering og ekskludering av to og to fra arbeidsgruppen. Disse kriteriene er definert i Tabell 2-3 i protokollen (Vedlegg I). Etter første runde med screening ble artikler det var uenigheter om diskutert og vurdert av to fra arbeidsgruppen.

2.2 Datainnhenting fra vannverkene

For å få en oversikt over vannverkens egne data på cyanobakterier og cyanotoksiner i vannverkens drikkevannsreservoar og ferdig drikkevann, utarbeidet arbeidsgruppen et spørreskjema til vannverkene (se protokollen, Vedlegg I).

I spørreskjemaet ble det etterspurt informasjon om vannverkseier har hatt mistanke om forekomst og om det er sendt prøver til analyse for cyanobakterier og/eller cyanotoksiner for alle drikkevannskilder, både hovedkilder, reservekilder og kriksekilder, av vannkildetype innsjø,

elv/bekk og overflatebrønn. Det ble også spurt om hvor prøvene var blitt analysert. Lenke til det web-baserte spørreskjemaet ble sendt til alle norske kommuner og alle privateide vannverk som hadde en eller flere råvannskilder av typene nevnt ovenfor. Vannverkene/kommunene som svarte «ja» på spørsmålet om de hadde sendt vannprøver til analyse for cyanobakterier og/eller cyanotoksiner, ble også kontaktet i etterkant per e-post og forespurt om å sende inn analyseresultat.

2.3 Datainnsamling fra NIVA og Veterinærinstituttet

NIVA har i flere år analysert innsendte vann- og algebiomasseprøver fra ulike oppdragsgivere. Disse dataene fra NIVA, men også fra FHI og Norges Veterinærhøgskole (NVH) ble sammenstilt frem til 2010 i FHI-rapporten «Cyanobakterier (blågrønnalger) – oppblomstring og toksinproduksjon» (Gjølme et al., 2010) og i masteroppgaven «Verbreitung und Management von toxischen Cyanobacterien in Norwegen» (Pauly, 2009).

I denne vurderingen sammenstilles data fra NIVA analysert med ELISA (Abraxis) på innsendte prøver i perioden 2004–2020 og data fra Veterinærinstituttet analysert med LC-MS/MS på utvalgte prøver fra 2012 og 2020.

Veterinærinstituttet har sammen med NIVA data fra en pilotstudie ved tre vannverk i Østfold i 2012 (se Kapittel 4.2.2).

NIVA har hatt ansvaret for innsjøovervåking i Norge siden 1960-tallet og har en omfattende database med resultater av kvantitative planteplanktonanalyser. Resultater fra mer enn 500 innsjøer fra hele landet er inkludert i denne databasen og svært mange lokaliteter er undersøkt gjennom mange år. Enkelte innsjøer er overvåket mer eller mindre årlig siden 1970-tallet og frem til nå. Undersøkelser av kvantitativ planteplanktonsamensetning gir informasjon om biomasse av hele planktonsamfunnet, inkludert cyanobakterier. Data på geografisk utbredelse av vanlige slekter med toksinproduserende cyanobakterier i Norge er sammenstilt fra NIVAs planteplanktondatabase.

3. Analysemetoder for påvisning av cyanobakterier og cyanotoksiner

Mange av råvannskildene i Norge er lite påvirkede og har lav sannsynlighet for oppblomstring av cyanobakterier. Det er i hovedsak innsjøer som er påvirket av avrenning av næringsstoffer som har stor risiko for eutrofiering og forekomst og oppblomstring av cyanobakterier.

Først må det gjøres en vurdering av behov for analyse for cyanobakterier og cyanotoksiner. Dersom det tidligere har vært eller pågår en oppblomstring i råvannskilden bør analyse gjennomføres, for å bestemme om og eventuelt hvilke cyanobakterier som er til stede. Påvises kjente toksinproduserende cyanobakterier, bør det utføres en toksinanalyse. Dersom råvannskilden antas å være lite sårbar for oppblomstring av cyanobakterier og det ikke blir observert cyanobakterier i råvannskilden er det antageligvis ikke behov for å ta prøver. Se Vedlegg III for forslag til slik kartlegging av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder.

En oppblomstring av cyanobakterier kan bestå av en kombinasjon av flere arter, hvorav noen er toksinproduserende, mens mange andre ikke produserer toksiner. Det er derfor ikke et direkte forhold mellom biomasse av cyanobakterier funnet i vannkilden og mengden cyanotoksiner til stede. Cyanotoksiner finnes stort sett inne i cellene, men dersom cyanobakteriene utsettes for stress som f.eks. frost, UV-lys, virus, kan toksinene frigjøres til vannet.

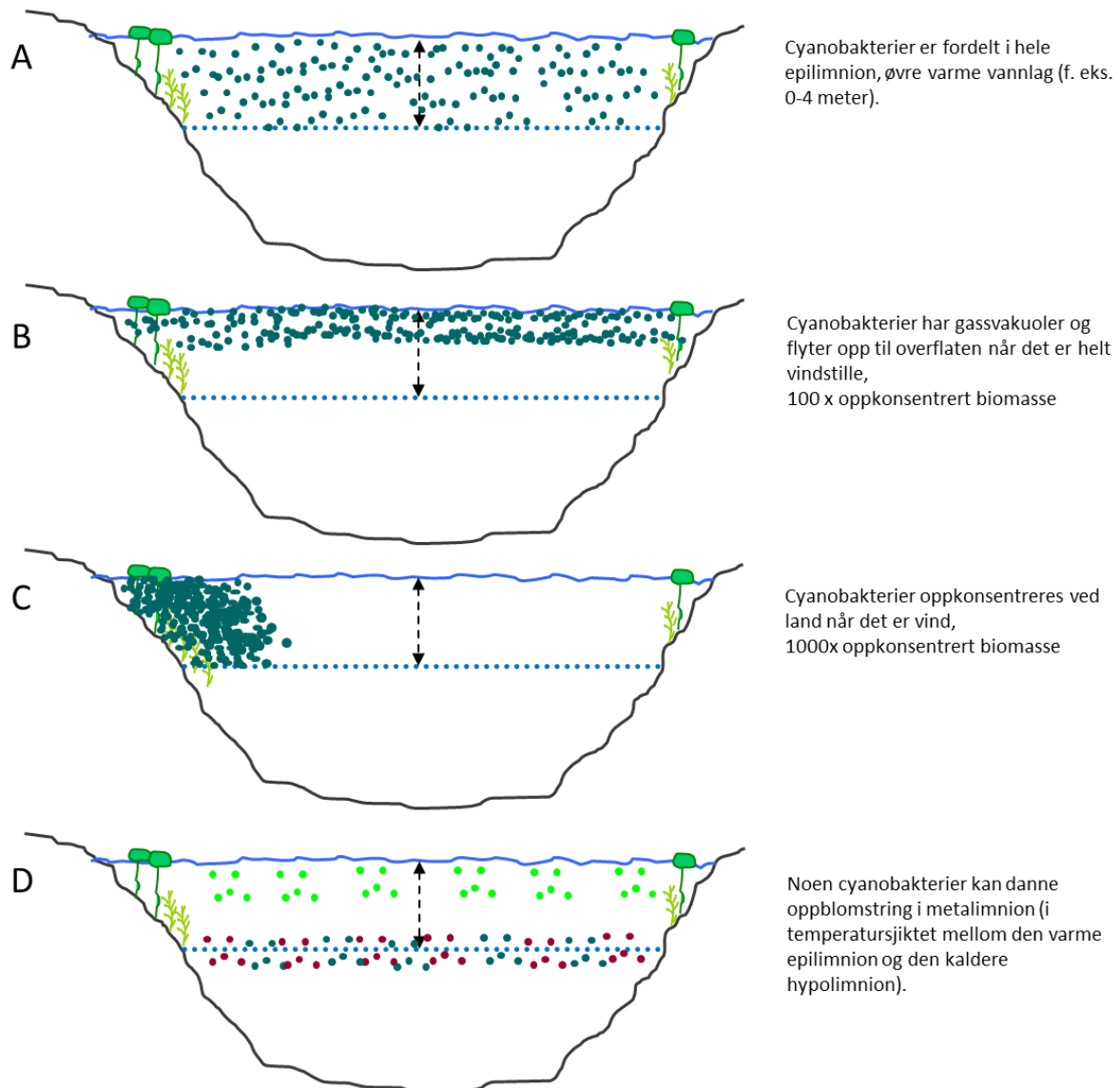
3.1 Prøvetaking og prøveoppbehandling

3.1.1 Prøvetaking

Målet med prøvetakingen vil være avgjørende for hvor prøvene skal tas og hvilke prøver som skal tas. Når det skal tas prøver for å undersøke forekomst av cyanobakterier i en råvannskilde er det å anbefale at det både tas prøver av overflatevannet over innsjøens dypeste punkt, samt i overflatevannet over råvannsinntaket og fra selve råvannsinntaket. For å fange opp forekomst av cyanobakterier nedover i vannsøylen vil det være hensiktsmessig å ta prøver fra flere dyp i innsjøen, enten hver meter nedover i vannsøylen eller integrert vannprøver fra det varme overflatelaget (epilimnion) og i sprangsjiktet mellom det varme overflatelaget og det kaldere bunnvannet (metalimnion). Det finnes også ulike sensorer som kan senkes nedover i vannsøylen og måle klorofyll a eller fykocyanin fluorescens.

Konsentrasjonen av cyanobakterier i vannet kan vise store lokale variasjoner (Se Figur 3.1.1-1). Mange cyanobakterier har gassvesikler og har evne til å bevege seg opp eller ned i vannsøylen. Noen arter benytter denne egenskapen til å flytte seg mot overflaten hvis lysforholdene i dybden er dårlige. Når cyanobakteriene flyter opp til overflaten kan vinden transportere dem til bukter og strandområder hvor biomassen i vannet kan nå et høyt nivå.

Samtidig kan øvrige deler av innsjøen ha nesten klart vann. Andre cyanobakterier kan utvikle seg i sprangsjiktet og kan utnytte det næringsrike vannet i overgangen mellom varmt overflatevann og kaldere bunnvann (metalimnion). Innsjøer med slike forekomster av cyanobakterier i sprangsjiktet har gjerne klart vann nær overflaten.



Figur 3.1.1-1: Konsentrasjonen av cyanobakterier i en innsjø kan vise store lokale variasjoner (den stiplede blå linja representerer sprangsjiktet og den svarte pila viser epilimnion): A: Cyanobakteriene er fordelt i hele epilimnion, B: Når det er vindstille vil cyanobakteriene samles i overflaten og dersom det er en toksinproduserende cyanobakterie vil cyanotoksinkonsentrasjonen i overflatevannet oppkonsentreres, C: cyanobakterier kan også oppkonsentreres inne ved land ved vind. Dersom det er en toksinproduserende cyanobakterie vil konsentrasjonen av cyanotoksiner oppkonsentreres inne ved land, D: noen cyanobakterier kan danne oppblomstring i metalimnion mens andre planteplanktongrupper dominerer i epilimnion.

Prøver til identifikasjon av cyanobakterier eller til klorofyll a analyse tas på mørke flasker og prøvene skal ikke fikseres. Prøver til kvantitativ analyse av cyanobakterier fikseres med Lugols løsning (se Kapittel 3.2). Prøver til toksinanalyser bør oppbevares i glassflasker fordi microcystiner kan feste seg til veggen i plastflasker.

3.1.2 Prøveopparbeidelse til toksinanalyser

For å bestemme total mengde av cyanotoksinene (både intracellulære og ekstracellulære) må prøven behandles slik at cyanobakterieceller brytes ned (lyserer) og toksinene frigjøres, for eksempel ved at prøven fryses og tines, behandles med ultralyd og/eller frysetørkes (Chorus og Welker, 2021). Ekstraksjon gjøres ofte med metanol i vann (50–80 %), men detaljer i ekstraksjonen avhenger av valgt analysemetode og hvilke cyanotoksiner det analyseres for.

3.2 Metoder for påvisning av cyanobakterier

Tradisjonelt påvises cyanobakterier ved å se på en vannprøve i mikroskop. En analyse av klorofyll a gir et mål på den totale mengden av alger og cyanobakterier i en vannprøve.

Mange cyanobakterier er lett å bestemme i vanlig lysmikroskop ved en forstørrelse på 100–400 ganger. Dette er en kvalitativ analyse som sier noe om hvilke arter som finnes i prøven.

Dersom en ønsker å bestemme mengden av cyanobakterier i en vannprøve må det beregnes biomasse og dette gjøres ved kvantitativ analyse i omvendt mikroskop. Dette er en mer tidkrevende analyse hvor det både bestemmes art og mengden av hver art. Denne analysen utføres iht. «Vannundersøkelse - Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode)» (NS-EN 15204:2006), og alle taksa identifiseres til art eller høyere taksonomisk nivå. Biovolumet av hvert takson bestemmes etter bestemte takson-spesifikke romlige formler og summeres for alle taksa i prøven til totalt biovolum iht. «Vannundersøkelse - Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger» (NS-EN 16695:2015). Resultatene oppgis som algevolum per vannvolum (mm^3/m^3), som er tilnærmet lik mg/m^3 våtvekt.

Genetiske metoder kan også brukes for å artsbestemme cyanobakterier og også identifisere gener involvert i toksinproduksjon (Kurmayer et al., 2017).

3.3 Metoder for påvisning og kvantifisering av cyanotoksiner

Cyanotoksiner er en mangfoldig gruppe forbindelser med ulik kjemi, og det finnes per i dag ikke én analysemetode som kan benyttes for å analysere for alle cyanotoksiner i en vann- eller algeprøve. Tidligere ble vannprøver eller «algebiomasse» med cyanobakterier testet på mus for å undersøke om de var giftige eller ikke. Et ekstrakt av prøven ble sprøytet intraperitonealt i tre mus og musene ble så observert i 24 timer med hensyn på symptomer og eventuell overlevelse, og toksinene ble klassifisert som hepatotoksiske, nevrologiske, protraherte (forsinket effekt) og ikke-klassifiserte.

I dag finnes flere ulike kjemiske og biokjemiske analysemetoder tilgjengelig (Chorus og Welker, 2021; JRC Technical Report, 2021; Massey et al., 2020), som bygger på ulike prinsipper og de vanligste er vist i Tabell 3.3-1. Analyseresultatene er ikke nødvendigvis direkte sammenlignbare da de gir ulike svar. For eksempel vil en ELISA som gjenkjenner flere analoger (kryssreaktivitet) innenfor en toksingruppe og gi et svar for summen av alle disse analogene (kryssreaktivitet), mens LC-MS gir et svar for kjente analoger som man har standarder til. Det er derfor nødvendig å kjenne metoden og hva den måler for å kunne vurdere resultatet.

Tabell 3.3-1: Vanlige tilgjengelige analysemetoder mhp microcystiner, saxitoksiner og anatoksiner.

	Microcystiner	Saxitoksiner	Anatoksiner
HPLC-UV/Fluoresens	x ¹	x ²	x ¹
LC-MS	x	x	x
ELISA	x	x	x
PPIA³	x		

¹HPLC-UV

²HPLC-Fluoresens

³Proteinfosfatase inhiberingsassay

3.3.1 Væskekromatografiske metoder (HPLC-UV og LC-MS)

Væskekromatografi (HPLC/LC) er kjemisk analysemetoder som baserer seg på at ulike stoffer separeres ved at de beveger seg med ulik hastighet i en væskestrøm på en kolonne. De separerte stoffene føres deretter inn i en detektor som f.eks. kan være en såkalt massefølsom detektor (MS), eller en UV-detektor som måler stoffets absorpsjon (HPLC-UV). Ved kjemisk analyse er det viktig å ha standarder av alle toksiner da de kan ha ulik retensjonstid og detektorrespons. Ved LC-MS kan stoffer bestemmes med langt større grad av sikkerhet og vanligvis i lavere konsentrasjoner enn med HPLC-UV.

LC-MS er kostbare instrumenter som krever erfarne, høyt kvalifiserte brukere. Metodeutviklingen er tidkrevende og krever at man har tilgang til så mange standarder av toksinene som mulig. Til gjengjeld er metodene ofte svært sensitive og spesifikke, og kan identifisere hvilke analoger av toksinene som er til stede i prøver. Ved utvikling av multimetoder er det også mulig å analysere flere analytter samtidig fra ulike toksinklasser, men det gjør ofte analysen noe mindre sensitiv. HPLC-UV er rimeligere instrumenter sammenlignet med LC-MS, men spesifisiteten og sensitiviteten er mye dårligere enn for LC-MS. Også for HPLC-UV er det viktig med standarder og godt kvalifisert personale. Slike analyser kan automatiseres, og en enkelt prøve kan ta fra 10 til 30 min avhengig av analytt og metode. I kvantitative analyser vil man bare kunne påvise kjente toksinanaloger, så eventuelle ukjente analoger vil ikke bli sett. Fordeler og ulemper er oppsummert i Tabell 3.3.4-1.

3.3.2 ELISA – Enzyme Linked Immunosorbent Assay

ELISA-metoder baserer seg på spesifikke antistoffers evne til å binde cyanotoksinene (Chorus og Welker, 2021), og analysen gjøres vanligvis i en 96-brønners plate. Det finnes en rekke kommersielle kit på markedet, og noen av disse er så enkle at de kan brukes i felt. Ulike ELISA-

kit for ett og samme toksin eller toksingruppe kan gi ulike svar, fordi antistoffene i de ulike kitene har ulik spesifisitet for toksinet. Enkelte ELISA-kit er laget slik at de kun gjenkjenner ett eller noen få toksiner, mens andre er laget for å fange flest mulig toksiner i en toksinfamilie (kryssreaktivitet).

ELISA-metodene regnes som raske og enkle, og krever forholdsvis rimelig utstyr som pipetter, en plateleser og eventuelt en platevasker. ELISA-kitene er derfor populære i screening av store mengder prøver. Slike analyser kan som regel ikke gi svar på hvilke varianter av et toksin som er til stede, men vil isteden gi en sum for alle toksinene ELISA-kitet påviser innenfor en toksinklasse. F.eks. vil enkelte microcystin-ELISAer estimere den totale konsentrasjonen av ulike microcystiner prøven inneholder, men de kan ikke fortelle hvilke av de ulike microcystinvariantene det er snakk om. De ulike ELISA-kitene for microcystiner kan også inkludere et ulikt antall analoger. Fordeler og ulemper er oppsummert i Tabell 3.3.4-1.

3.3.3 Proteinfosfatase inhiberingsassay (PPIA)

Microcystiner og nodulariner er potente inhibitorer av enzymene proteinfosfatase PP1 og PP2A (Chorus og Welker, 2021; MacKintosh et al., 1990). Denne evnen er sentral for disse toksinenes giftighet, og kan brukes til å måle tilstedeværelse av microcystiner og nodulariner (Meriluoto et al., 2017). Metoden kan lett settes opp i et laboratorium ved innkjøp av nødvendige reagenser og enzymer (PP1 eller PP2A). Det finnes også kommersielle kit. Metoden er ikke spesifikk for cyanotoksiner og resultatene kan påvirkes av eventuelle andre stoffer i prøven som kan inhibere enzymet (avhengig av pH, løsemidler eller tilstedeværelse av andre kontaminanter). For å identifisere toksinet må en alternativ metode benyttes, for eksempel ELISA eller LC-MS. Fordeler og ulemper er oppsummert i Tabell 3.3.4-1.

3.3.4 Kriterier for valg av analysemetoder for cyanotoksiner

Siden de ulike analysemetodene bygger på ulike prinsipper og måler forskjellige ting, er det viktig å velge en metode som er egnet for formålet. Undersøkelser av cyanobakterier i råvannskilden er en enkel og velegnet metode for å vurdere potensiell forekomst av toksiner. Siden algetelling og analyse av algeforekomster er rimelige analyser er det velegnet for å kunne vurdere potensialet for forekomst av toksinproduserende cyanobakterier i råvannskilden, men sier ikke noe om toksinet faktisk er til stede.

Skal man undersøke forekomst av toksinet er det nødvendig med kjemiske analyser, enten basert på ELISA-metodikk eller en kromatografisk metode (som LC-MS eller HPLC-UV). For microcystiner er også PPIA-metoden et alternativ. Det er veldig mange ulike toksiner og det finnes ikke analytiske standarder tilgjengelig for alle. For hver gruppe toksiner bør den valgte metoden påvise flest mulig analoger. For HPLC- og LC-MS-metoder er tilgangen til analytiske standarder den viktigste begrensningen i analysene og hvilke standarder brukt i en analyse må oppgis. For antistoffbaserte analyser som ELISA er det også viktig å vite hvilke toksiner assayet kan og ikke kan detektere (kryssreaktivitet). For alle metoder er det spesielt viktig å kjenne til sannsynligheten for falske positive eller falske negative analyser. ELISA kan gi falske

positive prøvesvar dersom noe i prøven feilaktig gjenkjennes som toksinanaloger. Det har også vært tilfeller der ELISA-metoden gir en høyere konsentrasjon enn LC-MS, hvor man ved nærmere undersøkelse har funnet nye toksinanaloger som ikke tidligere har vært kjente (Miller et al., 2020). Slik kan LC-MS underestimere mengden av toksiner dersom prøven inneholder ukjente toksinanaloger.

EUs drikkevannsdirektiv krever at analysemetoden som minimum skal være i stand til å måle grenseverdien på 1 µg/L for microcystin-LR med en kvantifiseringsgrense (LOQ) på 30 % av grenseverdien eller lavere (dvs 0,3 µg/L), og en usikkerhet av målingen på maksimalt 30 % (EU, 2020).

Det ikke grunnlag for å si at microcystin-LR er mer eller mindre toksisk enn de andre microcystinene (Kapittel 1.3.1). De andre microcystinanalogene bør derfor også inkluderes i en analyse. Tabell 4.1.3.1 oppsummerer microcystiner funnet i norske vannkilder hvorav microcystin-LR er en av de vanligst påviste. Samtidig er det funnet flere varianter av microcystin-LR, men også av microcystin-RR, -RY, -HtyR, -LY og -YR, og disse og eventuelle nye bør også tas med i vurderingen (Kapittel 4).

Dersom man kun skal analysere for microcystin-LR vil LC-MS være metoden som gir det mest spesifikke svaret. Dersom man skal analysere for alle microcystiner kan ELISA og PPIA være alternative metoder.

Kriterier til analysemetoder for cyanotoksiner:

- Analysemetoden skal kunne måle toksinene i henhold til gjeldende anbefaling fra WHO og regulering fra EU med en kvantifiseringsgrense (LOQ) på 30 % eller lavere av anbefalt verdi, og en usikkerhet av målingen på maksimalt 30 %.
- For å sikre et trygt drikkevann bør flest mulig toksinanaloger inkluderes i analysen.
- For HPLC og LC-MS trengs ideelt sett standarder for så mange varianter av cyanotoksiner i en bestemt klasse som mulig da disse vil oppføre seg forskjellig, f.eks. ha ulik retensjonstid.
- For ELISA og PPIA vil en standard av hovedanalogen være tilstrekkelig. I stedet er det viktig å vite noe om assayets kryssreaktivitet, dvs. hva som gjenkjennes og ikke gjenkjennes i analysen.
- Metodene skal være validerte og kvalitetskontroll må dokumenteres.

Tabell 3.3.4-1. Fordeler og ulemper ved de vanligste analysemetodene.

	HPLC-UV	LC-MS	ELISA	PPIA
Måler	Måler tilstedeværelse av kjemiske forbindelser, men ikke toksisitet	Måler tilstedeværelse av kjemiske forbindelser, men ikke toksisitet	Måler tilstedeværelse av en toksingruppe og ikke toksisitet	Måler hemming av proteinfosfataser og derigjennom toksisitet
Sensitivitet	Lav	Høy, men avhenger av metode	Høy, men avhengig av kit	Høy
Spesifisitet	Lav spesifisitet (baserer seg på retensjonstid og UV-absorbans av kjente standarder)	Høy spesifisitet for kjente analoger, baserer seg på retensjonstid og spesifikk masse	Avhenger av antistoffet, men har ofte høy spesifisitet (evt for en bestemt del av toksin)	Detekterer alt som binder seg til enzymet og hemmer dets aktivitet. Ikke bare MCEr som kan påvirke.
Kompetansebehov	Krever utdannet personell	Krever høyt utdannet personell	Trenger ikke høyt utdannet personell	Trenger ikke høyt utdannet personell
Prøveopparbeidelse	Vannprøver må tines, fryses, og oppkonsentreres	Vannprøver må tines, fryses, og ev oppkonsentreres	Vannprøver må tines og fryses, men kan så analyseres direkte	Vannprøver må tines og fryses, men kan så analyseres direkte
Hurtighet	Tidkrevende å kjøre mange prøver og analysere resultatene	Tidkrevende å kjøre mange prøver og analysere resultatene	~2–4 t for en plate med flere prøver	~2–4 t for en plate med flere prøver
Prøvegjennomstrømning	Analysere en og en prøve om gangen (~10–30 min pr prøve) automatisert	Analysere en og en prøve om gangen (~10–30 min pr prøve) automatisert	Kan analysere flere prøver samtidig på en eller flere plater.	Kan analysere flere prøver samtidig på en eller flere plater
Utstyr	Middels kostbare instrumenter (~500 000 NOK)	Svært kostbare instrumenter (~1–3 mill NOK)	Rimelig utstyr: pipetter og plateleser (~50 000 NOK)	Rimelig utstyr: pipetter og plateleser (~50 000 NOK)
Analyse «på stedet»	Må analyseres i et laboratorium med rett utstyr	Må analyseres i et laboratorium med rett utstyr	Kan settes opp i en enkel lab. Kan gjøres i felt.	Kan settes opp i en enkel lab
Kommersielle testkit tilgjengelig	Instrumenter kan kjøpes	Instrumenter kan kjøpes	Ulike ELISA-kit på markedet	Testkit på markedet

4. Oversikt over forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i Norge

4.1 Cyanobakterier og cyanotoksiner i ferskvann

Oppblomstring av cyanobakterier har vært rapportert i norske innsjøer helt siden 1950-tallet. Det var ikke uvanlig med utslipp av kloakk direkte til vann og vassdrag frem til 1970-tallet. I tillegg ga en stadig økende belastning av næringsstoffer fra jordbruk, befolkning og industri dårlig vannkvalitet og kraftige algeoppblomstringer i mange norske innsjøer frem til 1970–80-tallet.

Den store Mjøsaksjonen på 1970 og 80-tallet ble iverksatt som en direkte følge av kraftige oppblomstringer av cyanobakterier i Mjøsa i 1975–76 (Kjellberg, 1985). Mjøsaksjonen ble ansett som en regional dugnad, og omfattende tiltaksarbeid ble gjennomført for å redusere næringsstoffbelastningen og bringe Mjøsa tilbake til en akseptabel tilstand uten dominans av cyanobakterier. Først på 1990-tallet ble målet om en akseptabel tilstand i Mjøsa nådd og dette har stort sett vært situasjonen de fleste årene frem til nå. I 2019 var det likevel en kraftig oppblomstring av cyanobakterier i Mjøsa, noe som skapte stor bekymring hos lokalbefolkningen og lokale myndigheter, og som fikk mye nasjonal oppmerksomhet både i forvaltning og media. Den dominerende arten var *Dolichospermum lemmermannii*, som kan være toksinproduserende, men ingen kjente cyanotoksiner ble påvist i prøver fra Mjøsa i 2019 (Solheim et al., 2020). Denne oppblomstringen av cyanobakterier i 2019 antas primært å skyldes tilførsler av næringsstoffer fra lokale elver og bekker i forbindelse med flere kraftige nedbørsepisoder i juni, etterfulgt av godvær og økt temperatur, noe som ga gunstige vekstforhold for cyanobakterier.

Det er årlige oppblomstringer av cyanobakterier i mange norske innsjøer, særlig i tettbefolkede områder og landbruksområder i lavlandet på Østlandet, Sør-Vestlandet og i Trøndelag. Vekst av cyanobakterier og utvikling av større oppblomstringer påvirkes av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som er nærmere presentert i Kapittel 5.

4.1.1 Resultater av litteratursøket

Litteratursøket på forekomst i Norge resulterte i 794 publikasjoner, hvorav 225 publikasjoner ble hentet inn i fulltekst. Av disse var 110 relevante for forekomst av cyanotoksiner i Norge. Eldste tilgjengelige publikasjon var fra 1972. I tillegg ble det funnet noen publikasjoner fra Svalbard.

Kunnskapen vi har om forekomst og utbredelse av toksinproduserende cyanobakterier i Norge er tidligere sammenstilt av Skulberg et al. (1995), Pauly (2009) og Gjølme et al. (2010) og baserer seg på prøver fra 1972–2000. Toksisiteten av prøver fra den perioden ble testet med musetest ved NVH og er beskrevet som hepatotoksisk, nevrotoksisk, protrahert (forsinket) eller ikke-karakterisert toksisk effekt.

I Tabell 4.1.1-1 er det en oversikt over cyanobakterier som er identifisert som toksinprodusenter basert på studier av isolerte cyanobakteriekulturer fra hele verden (hentet fra Meriluoto et al. (2017)). Kun et fåtall av disse cyanobakteriene er observert og identifisert som toksinprodusenter i Norge. Nye toksinproduserende arter blir stadig identifisert rundt om i verden og arbeidet med identifisering og karakterisering av toksiner pågår kontinuerlig. Det er derfor et viktig prinsipp at alle cyanobakterier betraktes som potensielt giftige inntil det er undersøkt. I Tabell 4.1.1-1 er cyanobakteriene som er påvist i Norge markert med uthevet skrift. Cyanobakterier i slektene *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Tychonema* og *Woronichinia* er identifisert som produsenter av cyanotoksiner i Norge (Tabell 4.1.1-1).

Tabell 4.1.1-1: Arter og slekter av cyanobakterier som er identifisert som toksinprodusenter i isolerte kulturer (Meriluoto et al., 2017). Arter og slekter kjent for å produsere toksiner i Norge og toksinene som er påvist er markert med uthevet skrift.

Cyanobakterier slekt/art*	Toksiner*
<i>Anabaena cylindrica</i>	MCer
<i>Anabaena lapponica</i>	CYNer
<i>Anabaena</i> sp.	ATXer, MCer
<i>Anabaenopsis arnoldii</i>	MCer
<i>Annamia toxica</i>	MCer
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	ATXer
<i>Aphanizomenon gracile</i>	CYNer, STXer
<i>Aphanocapsa cumulus</i>	MCer
<i>Calothrix parietina</i>	MCer
<i>Chrysoosporum ovalisporum</i>	CYNer
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	ATXer, STXer
<i>Cylindrospermum</i> sp.	ATXer
<i>Dolichospermum circinale</i>	ATXer, MCer, STXer
<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	ATXer, Guanitoksin, MCer
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	Guanitoksin, MCer
<i>Dolichospermum macrosporum</i>	ATXer
<i>Dolichospermum mendotae</i>	ATXer
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	ATXer
<i>Dolichospermum spiroides</i>	ATXer, Guanitoksin

Cyanobakterier slekt/art*	Toksiner*
<i>Fischerella</i> sp.	MCer
<i>Geitlerinema</i> sp.	MCer, STXer
<i>Hapalosiphon hibernicus</i>	MCer
<i>Leptolyngbya boryana</i>	MCer
<i>Leptolyngbya</i> sp.	MCer
<i>Limnothrix redekei</i> (?)	STXer
<i>Limnothrix</i> sp.	MCer
<i>Lyngbya wollei</i>	CYNer, STXer
<i>Merismopedia</i> sp.	MCer
<i>Microcoleus autumnalis</i>	ATXer
<i>Microcystis aeruginosa</i>	(ATXer), MCer
<i>Microcystis bengalensis</i>	MCer
<i>Microcystis botrys</i>	MCer
<i>Microcystis flos-aquae</i>	MCer
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>	MCer
<i>Microcystis novacekii</i>	MCer
<i>Microcystis panniformis</i>	MCer
<i>Microcystis pseudofilamentosa</i>	MCer
<i>Microcystis ramosa</i>	MCer
<i>Microcystis</i> sp.	(ATXer), MCer
<i>Microcystis viridis</i>	MCer
<i>Nodularia sphaerocarpa</i>	NODer
<i>Nodularia spumigena</i>	NODer
<i>Nostoc carneum</i>	MCer
<i>Nostoc</i> sp.	MCer, NODer
<i>Oscillatoria limosa</i>	MCer
<i>Oscillatoria</i> sp.	ATXer, CYNer
<i>Oscillatoria tenuis</i>	MCer
<i>Phormidium</i> cf. <i>uncinatum</i>	ATXer
<i>Phormidium corium</i>	MCer
<i>Phormidium favosum</i>	ATXer
<i>Phormidium formosum</i>	ATXer
<i>Phormidium uncinatum</i>	STXer
<i>Planktothrix agardhii</i>	MCer
<i>Planktothrix rubescens</i>	MCer

Cyanobakterier slekt/art*	Toksiner*
<i>Planktothrix</i> sp.	MCer
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	ATXer
<i>Pseudanabaena</i> sp.	MCer
<i>Radiocystis fernandoi</i>	MCer
<i>Raphidiopsis brookii</i>	STXer
<i>Raphidiopsis curvata</i>	CYNer
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	CYNer
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	CYNer, STXer
<i>Scytonema</i> cf. <i>crispum</i>	STX
<i>Spirulina</i> sp.	MCer
<i>Synechococcus lividus</i>	MCer
<i>Synechococcus</i> sp.	MCer
<i>Trichormus variabilis</i>	MCer
<i>Tychonema bourrellyi</i>	ATXer
<i>Umezakia natans</i>	CYNer
<i>Woronichinia</i> sp.	MCer

*Denne sammenstillingen er basert på tabell A2.1 i Meriluoto et al. (2017). Nye toksinproduserende arter blir stadig identifisert rundt om i verden og arbeidet med identifisering og karakterisering av toksiner pågår kontinuerlig. Det er derfor et viktig prinsipp at alle cyanobakterier betraktes som potensielt giftige inntil det er undersøkt.

Det ble i litteratursøket funnet 4 publikasjoner om dyr forgiftet av microcystiner i 3 episoder i Norge (Tabell 4.1.1-2).

Tabell 4.1.1-2: Forgiftninger av dyr rapportert i Norge.

Lokalitet	Dyr forgiftet	Cyano-bakterie	Toksiner	Metode	Referanser
Grimstad, Agder	1 rådyr ¹	Ikke påvist	1361 ng/g MC-YR, MC-LR og MC-RR i lever	LC-MS	Handeland og Østensvik, 2010
Frøylandsvatn², Rogaland	4 kuer døde	<i>Microcystis aeruginosa</i>	MCer i algeprøver fra vannet	Musetest	Skulberg, 1979
	40 sauer og 2 kuer døde + 13 syke lam	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Høyt toksininnhold i algeprøver fra vannet	Ikke nevnt	Haaland et al., 1983; Skulberg og Underdal, 1983b

¹Ble avlivet etter å ha blitt funnet svært sykt.

²Skulberg og Underdal (1983a) omtaler også tilsvarende forgiftninger i 1974, 1978 og 1981.

Tabell 4.1.1-3 viser en oppsummering av publikasjoner hvor cyanotoksiner er analysert og påvist i ferskvann i Norge. Publikasjoner hvor toksiske effekter fra musetest er beskrevet kun som hepatotoksiske, nevrotoksiske eller protrahert (forsinket) toksisk effekt er ikke inkludert i denne tabellen. For publikasjoner spesifikt på disse effektene henvises det til tidligere oppsummeringer (Gjølme et al., 2010; Pauly, 2009).

I tabellen skilles det mellom påvist toksin med kjemisk metode eller påvist toksisk effekt med musetest (se Kapittel 3 for detaljert beskrivelse av analysemetoder). Det skilles også på om identifikasjon av toksin er gjort i isolerte cyanobakteriestammer eller om toksin eller toksisk effekt er målt i en vannprøve fra en innsjø hvor en ikke kan være sikker på hvilke(n) av de identifiserte cyanobakterieartene eller slektene som produserer toksinet.

I Norge er det påvist cyanobakterier som kan produsere anatoksiner, microcystiner og saxitoksiner. Det har blitt gjort noen analyser for cylindrospermopsin, guanitoksin og homo-anatoksiner, men det er ikke påvist cyanobakterier som kan produsere disse cyanotoksinene i Norge (NIVA, upubliserte data). Det er ikke gjort undersøkelser av BMAA i Norge.

Det er forekomst av microcystiner som er mest undersøkt i Norge og dermed også mest rapportert. Arter av *Dolichospermum*, *Microcystis* og *Planktothrix* er de vanligste microcystinprodusentene. Kun *Tychonema bourrellyi* er identifisert som produsent av anatoksin-a i Norge. *Aphanizomenon gracile* er identifisert som produsent av saxitoksiner i Norge.

Tabell 4.1.1-3: Forekomst av cyanotoksiner og toksinproduserende cyanobakterier i Norge publisert i perioden 1972–2020. Det skilles mellom påvist toksin med kjemisk metode eller påvist toksisk effekt med musetest (se Kapittel 3 for detaljert beskrivelse av analysemetoder). Der identifikasjon av toksin er basert på isolerte cyanobakteriestammer er den aktuelle cyanobakteriearten merket i **uthevet skrift**. Der toksin eller toksisk effekt er målt i en vannprøve fra en innsjø kan en ikke være sikker på hvilken av de identifiserte cyanobakterieartene eller slektene som produserer toksinet. I tabellen er det skilt mellom cyanobakterieart eller slekt som er til stede i prøven og som: 1) anses å være sannsynlig toksinprodusent (navn i vanlig skrift) og som; 2) anses å ikke være sannsynlig toksinprodusent (cyanobakterienavn satt i parentes).

Toksingrupper	Antall referanser	Viktigste funn				
		Geografisk forekomst (Innsjø, Fylke ¹)	Cyanobakterie (Art/slekt)	Analysemetode ² (toksin/toksisk effekt)	Referanser (Toksiner påvist i renkultur)	Referanser (Toksiner eller toksisk effekt påvist i vannprøve)
Anatoksiner	3	Mjøsa, Hedmark	<i>Tychonema bourrellyi</i>	ELISA (ATXer)	Shams et al., 2015	
		Steinsfjorden, Buskerud	(<i>Planktothrix prolifica</i>)	Musetest HPLC		Skulberg, 1998b; Skulberg, 1999
BMAA	0	Ingen publikasjoner ble funnet på BMAA i Norge				
Cylindrospermopsin	0	Ingen publikasjoner ble funnet på cylindrospermopsin i Norge				
Guanitoksin (anatoksin-a(S))	0	Ingen publikasjoner ble funnet på guanitoksin (anatoksin-a(S)) i Norge				
Microcystiner	58 ³	Akersvannet, Vestfold	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i> <i>Planktothrix aghardii</i> (<i>Woronichinia naegeliana</i>)	Musetest ELISA LC-MS/MS MS (MALDI-TOF ⁴)	Mikalsen et al., 2003	Aune og Berg, 1986; Berg et al., 1987; Edvardsen, 2002a; Johansen, 2014; Kjellstrøm-Hoel, 2016; Mantzouki et al., 2018; Mikalsen et al., 2003; Oredalen, 2002a; Skulberg, 1985; Skulberg, 1994a; Skulberg, 1998a; Skulberg et al., 1986; Skulberg et al., 1989a
		Arefjordvatnet, Hordaland	<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	ELISA (Abraxis)	Capelli et al., 2017	

Toksingrupper	Antall referanser	Viktigste funn				
		Geografisk forekomst (Innsjø, Fylke ¹)	Cyanobakterie (Art/slekt)	Analysemetode ² (toksin/toksisk effekt)	Referanser (Toksin påvist i renkultur)	Referanser (Toksin eller toksisk effekt påvist i vannprøve)
		Bergemsvatnet, Møre og Romsdal	<i>Dolichospermum lemmermannii</i> <i>Dolichospermum mendotae</i> <i>Dolichospermum solitarium</i>	Ikke oppgitt		Skulberg, 1994b; Skulberg, 1996
		Bergesvatnet, Hordaland	<i>Dolichospermum lemmermannii</i> <i>Planktothrix</i> sp., (<i>Woronichinia naegeliana</i>)	ELISA (Envirologix) ELISA (Abraxis)	Capelli et al., 2017; Oredalen, 2002b	Capelli et al., 2017; Oredalen, 2002b
		Bjørkelangen, Akershus	(<i>Aphanizomenon</i>) <i>Dolichospermum</i> <i>Planktothrix</i>	ELISA		Strand, 2017
		Borredalsdammen, Østfold	<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i> <i>Planktothrix</i>	ELISA		Ballot og Andersen, 2020; Hagman, 2014; Hagman, 2015; Kile et al., 2017; Kile og Hostyeva, 2017; Lindholm, 2010c
		Edlandsvatn, Hordaland	<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	ELISA (Abraxis)	Capelli et al., 2017	
		Frøylandsvatnet, Rogaland	<i>Microcystis botrys</i>	Musetest MS (MALDI-TOF ⁴)	Mikalsen et al., 2003; Skulberg, 1979	Mikalsen et al., 2003; Skulberg, 1979
		Gjennestadvannet, Vestfold		Musetest HPLC		Skulberg et al., 1989b

Toksingrupper	Antall referanser	Viktigste funn				
		Geografisk forekomst (Innsjø, Fylke ¹)	Cyanobakterie (Art/slekt)	Analysemetode ² (toksin/toksisk effekt)	Referanser (Toksin påvist i renkultur)	Referanser (Toksin eller toksisk effekt påvist i vannprøve)
		Gjersjøen, Akershus	<i>Microcystis</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Planktothrix</i> spp. <i>Dolichospermum flos-aquae</i>	MS (MALDI-TOF ⁴) ELISA	Mikalsen et al., 2003; Oredalen et al., 2003	Haande et al., 2016; Mikalsen et al., 2003; Oredalen et al., 2003
		Goksjø, Vestfold		Musetest HPLC		Skulberg et al., 1989b
		Hemnessjøen (Øgderen), Østfold	<i>Planktothrix</i> spp.	LC-MS	Rohrlack et al., 2009	
		Hillestadvannet, Vestfold/Telemark	<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i> spp. <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis smithii</i> <i>Microcystis viridis</i>	Musetest HPLC LC-MS/MS		Mantzouki et al., 2018; Skulberg et al., 1989b) (Berge, 2014; Skjelbred, 2016
		Hjørdalsvatnet, Møre og Romsdal	<i>Dolichospermum lemmermanii</i> <i>Dolichospermum flos-aquae</i> <i>Dolichospermum solitarium</i>	Ikke oppgitt		Skulberg, 1994b; Skulberg, 1995; Skulberg, 1996
		Hålandsvatnet, Rogaland	<i>Planktothrix</i>	ELISA		Molversmyr et al., 2020
		Jarenvannet, Oppland	<i>Planktothrix</i> cf. <i>agardhii</i> <i>Dolichospermum</i> cf. <i>lemmermannii</i>	ELISA (Envirologix)		Løvik og Romstad, 2007

Toksingrupper	Antall referanser	Viktigste funn				
		Geografisk forekomst (Innsjø, Fylke ¹)	Cyanobakterie (Art/slekt)	Analysemetode ² (toksin/toksisk effekt)	Referanser (Toksin påvist i renkultur)	Referanser (Toksin eller toksisk effekt påvist i vannprøve)
		Lyseren, Akershus	Planktothrix Dolichospermum (<i>Woronichinia</i>)	LC-MS ELISA	Sønstebø og Rohrlack, 2011	Lindholm, 2010a; Lindholm, 2010b
		Kolbotnvannet, Akershus	<i>Dolichospermum</i> Planktothrix spp	ELISA (Abraxis)	Rohrlack et al., 2009	Haande et al., 2016
		Mosvatnet, Rogaland	Microcystis botrys	MS (MALDI-TOF ⁴)	Mikalsen et al., 2003	
		Norsjø, Telemark	<i>Dolichospermum lemmermannii</i> Planktothrix (<i>Woronichinia</i>)	ELISA (Envirologix)		Berge, 2009; Breirem, 2005
		Orrevassdraget, Figgjo vassdraget, Rogaland	<i>Dolichospermum Microcystis</i> (<i>Gomphosphaeria</i>)	Musetest		Skulberg og Underdal, 1983a
		Revovannet, Vestfold	<i>Dolichospermum Microcystis</i>	ELISA		Kjellstrøm-Hoel, 2016
		Steinsfjorden, Buskerud	Dolichospermum lemmermannii, Microcystis spp. Planktothrix spp. (<i>Woronichinia</i>)	ELISA (Abraxis) ELISA (Multihapten) LC-MS	Aune, 1997; Capelli et al., 2017; Edvardsen, 2002b; Mallia et al., 2020; Miles et al., 2013; Rohrlack et al., 2008; Samdal et al., 2020; Skulberg, 1998b; Skulberg, 1999	Aune, 1997; Capelli et al., 2017; Edvardsen, 2002b; Halstvedt et al., 2008; Haande, 2020; Mallia et al., 2020; Miles et al., 2013; Rohrlack et al., 2008; Samdal et al., 2020; Skulberg, 1998b; Skulberg, 1999
		Storavatnet, Hordaland	Dolichospermum lemmermannii <i>Dolichospermum Microcystis Planktothrix</i>	ELISA (Abraxis)	Bjørklund og Johnsen, 2007; Capelli et al., 2017	Bjørklund og Johnsen, 2007; Capelli et al., 2017

Toksingrupper	Antall referanser	Viktigste funn				
		Geografisk forekomst (Innsjø, Fylke ¹)	Cyanobakterie (Art/slekt)	Analysemetode ² (toksin/toksisk effekt)	Referanser (Toksin påvist i renkultur)	Referanser (Toksin eller toksisk effekt påvist i vannprøve)
		Stovivannet, Akershus	<i>Planktothrix</i> spp.	LC-MS	Rohrlack et al., 2009	
		Sæbyvannet, Østfold	<i>Planktothrix rubescens</i> (<i>Woronichinia naegeliana</i>)	LC-MS/MS		Mantzouki et al., 2018
		Tunevannet, Østfold	<i>Microcystis</i>	LC-MS/MS		Mantzouki et al., 2018
		Vansjø, Østfold	<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Planktothrix</i> spp.	ELISA (Abraxis) LC-MS/MS	Rohrlack et al., 2009	Bjørndalen et al., 2006; Bjørndalen et al., 2007; Mantzouki et al., 2018; Skarbøvik et al., 2018; Skarbøvik et al., 2021
		Tørråssjøen, Hedmark	<i>Microcystis</i>	MS (MALDI-TOF ⁴)	Mikalsen et al., 2003	
		Vestvannet, Østfold	<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i> <i>Planktothrix</i>	ELISA		Ballot og Andersen, 2020; Hagman, 2014; Hagman, 2015; Hagman, 2016; Kile et al., 2017; Kile og Hostyeva, 2017; Lindholm, 2010c
		Vikevannet, Vestfold	<i>Dolichospermum</i> <i>Microcystis</i>	ELISA		Kjellstrøm-Hoel, 2016
		Årungen, Akershus	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Planktothrix</i> spp.	ELISA		Romarheim et al., 2012

Toksingrupper	Antall referanser	Viktigste funn				
		Geografisk forekomst (Innsjø, Fylke ¹)	Cyanobakterie (Art/slekt)	Analysemetode ² (toksin/toksisk effekt)	Referanser (Toksin påvist i renkultur)	Referanser (Toksin eller toksisk effekt påvist i vannprøve)
		Åsrumvannet, Vestfold	<i>Dolichospermum</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Planktothrix</i> (<i>Woronichinia</i>)	ELISA		Lunde og Koch, 2010
Nodulariner	0	Ingen publikasjoner ble funnet på nodularin i Norge				
Saxitoksiner	4	Hillestadvannet, Vestfold	<i>Aphanizomenon gracile</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Dolichospermum</i>	LC-MS ELISA	Ballot et al., 2016	Berge, 2014; Kjellstrøm-Hoel, 2016
		Revovannet, Vestfold	<i>Aphanizomenon</i> <i>Dolichospermum</i>	ELISA		Kjellstrøm-Hoel, 2016
		Vikevannet, Vestfold	<i>Aphanizomenon</i> <i>Dolichospermum</i>	ELISA		Kjellstrøm-Hoel, 2016
		Åsrumvannet, Vestfold	<i>Dolichospermum</i>	ELISA		Lunde og Koch, 2010

¹Har valgt å bruke fylkesinndelingen fra før 2020.

²For analysemetoder hvor det er kjent er det oppgitt hvilken metode eller hvilket kit som er brukt i analysen i parentes.

³For enkelte lokaliteter finnes en serie rapporter som ikke er telt med i det totale antallet her.

⁴MALDI-TOF = Matrix-Assisted Laser Desorption Ionisation-Time of Flight

På Svalbard har Longyearbyen et vannverk med to råvannskilder. I et utkast til hovedplan for vann og avløp for Longyearbyen finnes det en oppsummering av parametere målt i drikkevannet og råvannet, uten at cyanobakterier eller cyanotoksiner er nevnt (Hovedplan Vannforsyning Longyearbyen 2012–2021). I litteratursøket ble det funnet to publikasjoner på cyanobakterier og cyanotoksiner på Svalbard (Kleinteich et al., 2018; Oftedal et al., 2011). Publikasjonene rapporterte undersøkelser fra bekker, våtmarker, mose og «varme kilder», samt biofilm, matter og jordskorpe fra Svalbard, men ikke i kombinasjon med drikkevann. Funnet av cyanobakterier og microcystiner tyder likevel på et potensiale for cyanobakterier og cyanotoksiner på Svalbard. VKM har ikke funnet undersøkelser av cyanobakterier eller cyanotoksiner i råvannskildene på Svalbard.

4.1.2 Data samlet inn fra vannverkene i spørreundersøkelsen

VKM ønsket å få en oversikt over vannverkene egne data på cyanobakterier og cyanotoksiner i vannverkene drikkevannsreservoar og ferdig drikkevann. Det ble derfor sendt ut et web-basert spørreskjema til postmottak/e-postadresser i alle norske kommuner som har en eller flere råvannskilder av typen innsjø, elv/bekk og overflatebrønn. I tillegg ble det sendt ut e-post til alle private vannverk med samme type råvannskilde, såfremt e-postadressen var tilgjengelig i Mattilsynets skjematjenester.

Totalt ble det mottatt svar for 434 råvannskilder (en kommune eller et vannverk har ofte flere enn én råvannskilde). For 35 av råvannskildene ble det oppgitt at det var sendt inn prøver til analyse av cyanobakterier og toksiner. Av disse 35 råvannskildene, ble det svart «ja» for ti av råvannskildene på spørsmålet om cyanobakterier og/eller cyanotoksiner var påvist. Det ble sendt ut forespørsel om innsending av analyseresultat til disse, og vi fikk tilsendt analyseresultat for seks råvannskilder. Analyseresultat fra disse råvannskildene var allerede inkludert i data tilgjengeliggjort for prosjektet fra NIVA (se 4.1.3).

4.1.3 Data innsamlet fra NIVA og Veterinærinstituttet

Det har aldri vært gjennomført en systematisk undersøkelse av forekomst av toksinproduserende cyanobakterier og cyanotoksiner i Norge. Informasjonen er basert på prøver som er samlet inn i enkelte overvåkingsprosjekter, samt på prøver som er sendt inn til NIVA, FHI eller Veterinærinstituttet fra lokal eller regional forvaltning, vannverk eller privatpersoner.

Den mest systematiske innsamlingen av data om forekomst av cyanobakterier i Norge gjøres i form av overvåking av innsjøer der det samles inn prøver til undersøkelse av kvantitativ planteplankton sammensetning. En slik prøve gir informasjon om biomasse av hele planktonsamfunnet, inkludert cyanobakterier. NIVA har en omfattende database med resultater av kvantitative planteplanktonanalyser fra mer enn 500 innsjøer over hele landet siden 1960-tallet. Enkelte innsjøer er overvåket årlig siden 1970-tallet og frem til nå.

Tidligere oppsummeringer er basert på analyse med musetest og i enkelte tilfeller HPLC-UV (Gjølme et al., 2010; Pauly, 2009; Skulberg, 1995). Til denne rapporten har vi sammenstilt alle

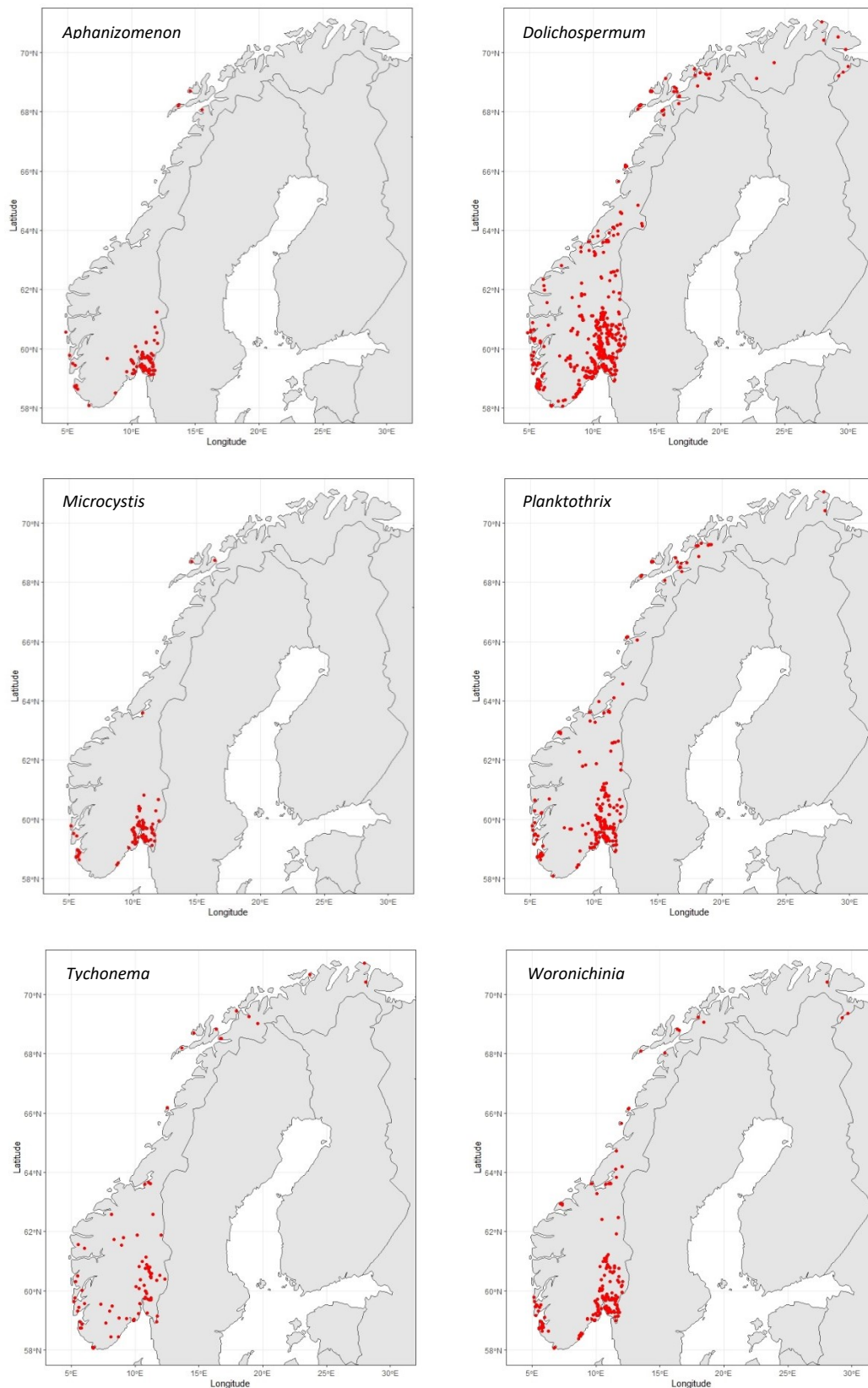
resultater av cyanotoksinanalyser som er gjennomført med ELISA (Abraxis) hos NIVA i perioden fra 2004–2020. Det har i hovedsak blitt analysert for microcystiner, og kun enkelte innsjøer har blitt testet for saxitoksiner og anatoksiner. I tillegg har vi inkludert alle resultater fra undersøkelser av cyanobakteriestammene i NIVA sin algekultursamling (NORCCA, 2021). Disse kulturene har blitt testet for cyanotoksiner med ELISA og/eller LC-MS.

Resultatene for geografiske utbredelse av vanlige slekter med toksinproduserende cyanobakterier i Norge er vist i Figur 4.1.3-1. *Aphanizomenon* spp. og *Microcystis* spp. er mest utbredt i lavlandet i sørligere deler av Østlandet og på Sør og Sør-Vestlandet. *Planktothrix* spp. er utbredt i større deler av landet, også i Midt-Norge og Nord-Norge. *Dolichospermum* spp. er den slekten av potensielt toksinproduserende cyanobakterier som er mest utbredt i Norge og kan finnes i innsjøer fra lavlandet til fjellet. *Tychonema* spp. og *Woronichinia* spp. er mest vanlige i Sør-Norge, men er utbredt helt nord til Finnmark.

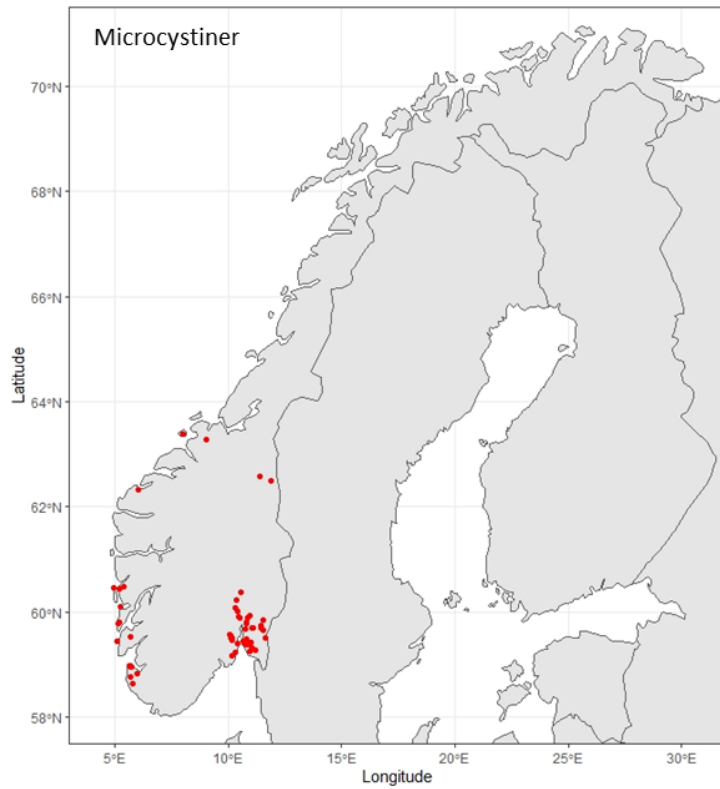
Figur 4.1.3-2 viser hvor det er påvist cyanotoksiner (microcystiner og saxitoksiner) i Norge etter 2004. De fleste prøvene som har blitt sendt til NIVA har blitt analysert for microcystiner. Analyser av andre cyanotoksiner er gjort mer sporadisk, og på et fåtall av de tilsendte prøvene. Microcystiner er påvist i prøver fra ca. 60 innsjøer i Norge, hovedsakelig beliggende i lavlandet i sørligere deler av Østlandet, på Sørlandet og Sørvestlandet. Saxitoksiner er påvist i fire innsjøer i Eikerenvassdraget i Vestfold.

Figur 4.1.3-3 viser variasjonen i microcystinkonsentrasjoner målt ved ELISA i innsendte prøver fra ferskvann og råvannskilder i perioden 2004–2020. Som nevnt i Kapittel 1.4 har WHO anbefalt et maksimalt innhold for microcystiner til å være 1 µg/L i drikkevann (Chorus og Welker, 2021; WHO, 2020c) og figuren viser at enkeltmålinger har oversteget denne verdien, også i norske råvannskilder.

I flere av innsjøene hvor det er påvist høye konsentrasjoner av microcystiner er det dominans av *Planktothrix* spp. I Hålandsvatnet i Rogaland og i Kolbotnvannet i Akershus har det blitt målt microcystinkonsentrasjon på 300–700 µg/L i vannprøver som har svært høy biomasse av *Planktothrix*. Det er også målt høye konsentrasjoner av microcystiner i prøver som er dominert av *Microcystis*, for eksempel fra Hillestadvannet og Haugestadvannet i Vestfold, i Årungen i Akershus og i Frøylandsvatnet i Rogaland. I prøver fra Doktortjønna i Røros, Trøndelag, har det blitt målt relativt høye konsentrasjoner av microcystiner og den dominerende cyanobakterien i prøvene var *Dolichospermum lemmermannii*.

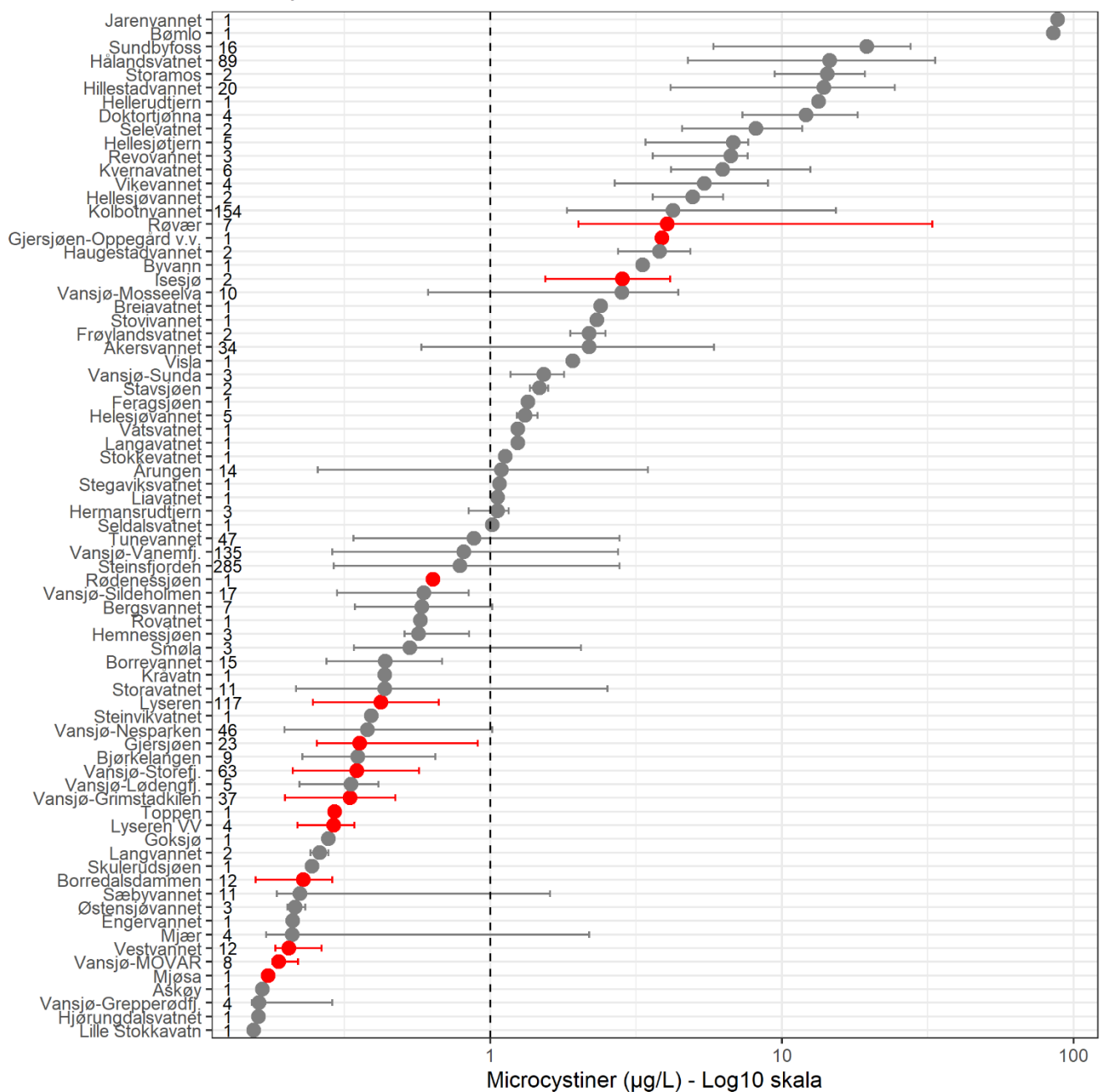


Figur 4.1.3-1: Utbredelse av vanlige slekter med toksinproduserende cyanobakterier i Norge: *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Tychonema* og *Woronichinia*. Datakilde: NIVAs planteplanktondatabase.



Figur 4.1.3-2: Kart med forekomst og utbredelse av cyanotoksinene microcystiner (øverste figur) og saxitoksiner (nederste figur) i Norge. Datakilde: Innsendte prøver til NIVA i perioden 2004–2020, analysert med ELISA (Abraxis).

Microcystin NIVA



Figur 4.1.3-3: Microcystinkonsentrasjonen målt ved ELISA (Abraxis) i innsendte prøver fra ferskvann i perioden 2004–2020. Analyser fra vannkilder som i dag brukes som råvannskilder eller reserveråvannskilder for vannverk er uthevet med rødt. Tallene beskriver antall prøver dataene er basert på. Lukket sirkel angir median konsentrasjon (50 %), mens strekene angir 25 %- og 75 %-persentilene. Datakilde: NIVA.

I september i 2017 var det kraftig oppblomstring av *Planktothrix* i en råvannskilde på øya Røvær utenfor Haugesund i Rogaland. Det ble målt over 60 µg/L microcystiner i en prøve av overflatevannet og mer enn 5 µg/L microcystiner i en prøve fra 2 meters dyp. Haugesund vannverk tok prøver til microcystinanalyse hver uke til forekomsten av *Planktothrix* avtok i løpet av oktober samme år.

Utvalgte råvannskilder som er systematisk overvåket for forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner er omtalt i Kapittel 4.2.

Vannprøver fra noen norske innsjøer og cyanobakteriekulturer isolert fra norske innsjøer og som finnes i NIVA sin kultursamling har blitt undersøkt for microcystinprofil, dvs. hvilke microcystinanaloger som var til stede, med LC-MS-metoder (se Kapittel 3.3.1 for analysemetodebeskrivelser). Funnene er oppsummert i Tabell 4.1.3-1 og viser mangfoldet av microcystiner i disse vannprøvene. Det ble funnet 9 varianter av MC-LR, 5 varianter av MC-RR, 2 varianter av MC-RY, 2 varianter av MC-HtyR og 2 varianter av MC-YR i disse vannene. I tillegg ble det som del av større europeisk undersøkelse fra 2015 sett på microcystinprofiler i 369 europeiske innsjøer i 27 land og av disse ble det sett på utvalgte norske innsjøer (Mantzouki et al., 2018). Av disse ble det funnet MCer i 5 av innsjøene: Akersvannet (MC-LR, MC-RR og MC-YR), Hillestadvannet (MC-LR, dmMC-LR, MC-RR, dmMC-RR og MC-YR), Sæbyvannet (dmMC-RR), Tunevannet (MC-LR, MC-RR, dmMC-RR og MC-YR) og Vansjø-Vanemfjorden (MC-RR og MC-YR), hvor «dm» indikere at en metylgruppe mangler på et ikke-identifisert sted på molekylet.

Tabell 4.1.3-1: Microcystinanaloger påvist i et utvalg norske vannprøver fra ferskvann hvor cyanobakterier kan forekomme og kulturer fra NIVAs kultursamling med LC-MS/MS eller MALDI-TOF. Analysene av de upubliserte prøvene er gjort ved Veterinærinstituttet og National Research Council i Canada.

Innsjø	Opprinnelse	MC-LR	[Asp] ³ JMC-LR	[Dha] ⁷ JMC-LR	[Asp] ³ Dhb ⁷ JMC-LR	[DMadda] ⁵ JMC-LR	[Mser] ⁷ JMC-LR	[Asp] ³ DMAdda ⁵ JMC-LR	[Asp] ³ DMAdda ⁵ Dhb ⁷ JMC-LR	MC-RR	[Asp] ³ JMC-RR	[Asp] ³ Dhb ⁷ JMC-RR	[Asp] ³ Dha ⁷ JMC-RR	[Asp] ³ JMC-RY	[Asp] ³ Dhb ⁷ JMC-RY	[Asp] ³ JMC-LY	[Asp] ³ Dhb ⁷ JMC-LY	[Asp] ³ Dhb ⁷ JMC-HtyR	MC-YR	MC-HtyR	Referanse		
		Steinsfjorden ¹	2011 & 2012	+		+				+		+				+	+						
Frøylandsvatnet ^{2,3}	N-C 57 & 264											+	+									(Mikalsen et al., 2003)	
Gjersjøen ^{2,3}	N-C 118/2	+	+																			(Mikalsen et al., 2003)	
Mosvatnet ^{2,3}	N-C 161	+																		+		(Mikalsen et al., 2003)	
Akersvatnet ^{2,3}	N-C 228/1			+								+										(Mikalsen et al., 2003)	
Tøråsjøen ^{2,3}	N-C 324/1	+	+									+	+									(Mikalsen et al., 2003)	
Kolbotn-vannet ³	2012	+	+								+											Upubliserte data fra VI	
Østensjø-vannet ³	2012	+	+					+													+	+	Upubliserte data fra VI
Gjersjøen ³	2012	+	+	+			+	+															Upubliserte data fra VI
Hobøl Vannverk ³	2012	+	+	+			+				+										+		Upubliserte data fra VI
Hålandsvatnet	2020			+						+	+							+	+				Upubliserte data fra NRCC
Hålandsvatnet	2012			+				+		+	+						+						Upubliserte data fra VI

¹LC-MS/MS: HPLC koblet til et TSQ quantum access tandem quadropol massespektrometer

²Analysert med MALDI-TOF massespektrometri

³Metoden skilte ikke mellom Mdha⁷ og Dhb⁷.

N-C = NIVA-CYA

NRCC = National Research Council i Canada

VI = Veterinærinstituttet

Blanke felter = ikke påvist

4.2 Cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder og drikkevann i Norge

4.2.1 Råvannskilder med regelmessig overvåking av forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner

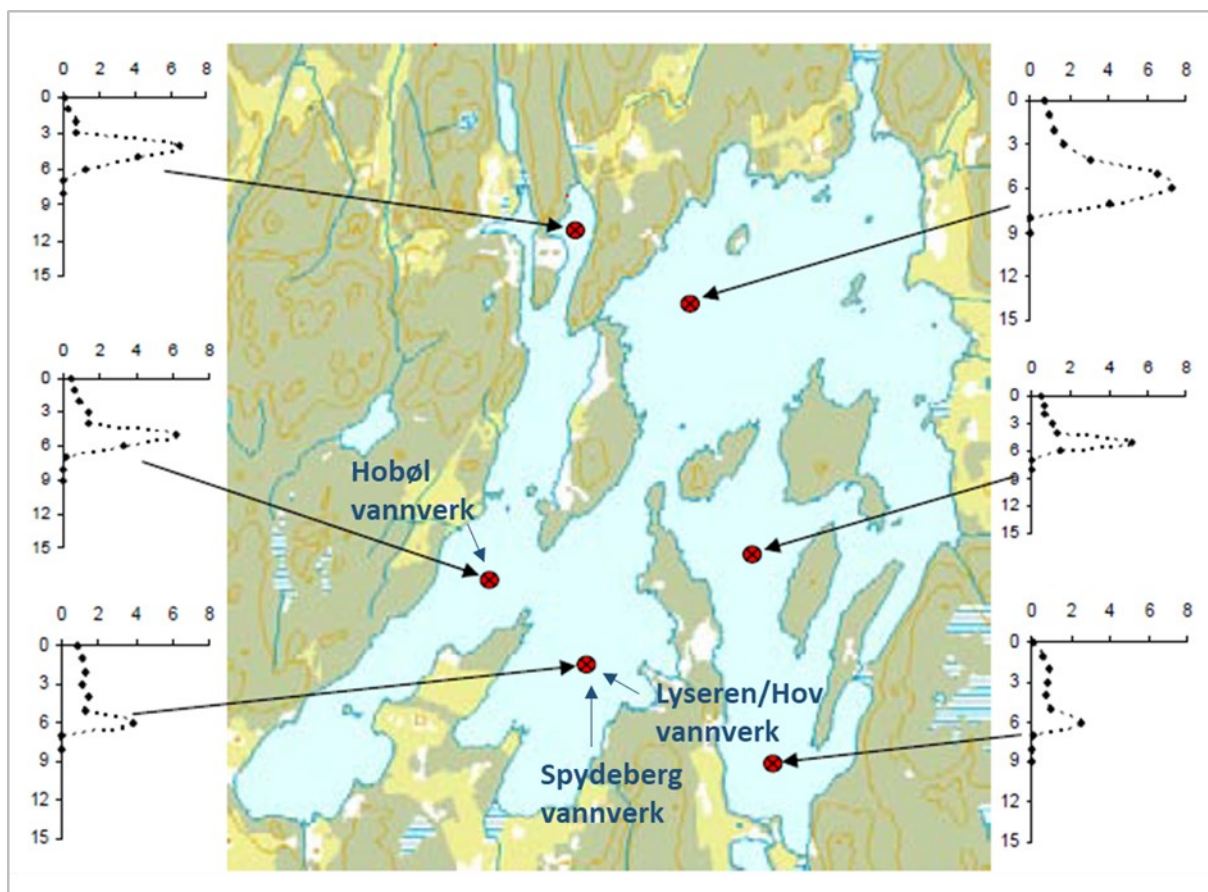
Allerede på begynnelsen av 1970-tallet ble det publisert en artikkel i tidsskriftet for den norske legeforening hvor det ble fokusert på forekomst av cyanobakterier i norske vannforekomster og deres mulige konsekvenser for mennesker og dyr (Skulberg, 1972). Utover på 1970-tallet og begynnelsen av 1980-tallet ble det rapportert om oppblomstring av cyanobakterier i norske råvannskilder (Skulberg et al., 1983; Skulberg, 1980). I råvannskildene Gjersjøen, Vansjø og Akersvannet ble det gjort flere undersøkelser av cyanobakterier og toksiner på 1980- og 1990-tallet (Berg et al., 1987; Haugan et al., 1982).

De siste 20 årene har noen råvannskilder i Norge blitt regelmessig overvåket for forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner. Felles for disse råvannskildene er at det tidligere har blitt observert oppblomstring av cyanobakterier og at oppfølgende undersøkelser har påvist cyanotoksiner. Det har så blitt igangsatt overvåkingsprogrammer for å følge med på forekomst av potensielt toksinproduserende cyanobakterier i de aktuelle råvannskildene med prøvetaking av både overflatevannet og fra vann tappet fra råvannsinntak og fra ferdig rensset vann i vannverket.

4.2.1.1 Lyseren

Lyseren ligger i Indre Østfold og Enebakk kommuner i Viken (tidligere Østfold og Akershus fylker). Innsjøen er forholdsvis stor (7,3 km²) og grunn (middeldyp, 8,5 m), men har et mindre dypvannsområde hvor det på det meste er 47 meter dypt. Innsjøen består av flere bukter og viker og har fem større øyer og halvøyer. Det er mye hyttebebyggelse rundt innsjøen og det er også flere badeplasser.

Lyseren er en av tre råvannskilder i Indre Østfold kommune, og tre vannverk bruker vann fra innsjøen og forsyner nær 8000 mennesker med drikkevann (Se Figur 4.2.1.1-1). Spydeberg vannverk er kommunalt drevet og har råvannsinntak på 15 meters dyp i Rudsvika. Vannverket har et fullrenseanlegg med filtrering og klorering og har dermed to hygieniske barrierer (en fysisk og en kjemisk). Hobøl vannverk er privat drevet og har inntak på 8 meters dyp i Lystadvika vest i Lyseren. I tillegg hentes råvann fra grunnvannsbrønn i nærheten av utløpet av innsjøen Mjær som ligger rett vest for Lyseren. Vannverket har et fullrenseanlegg med filtrering og UV-behandling og har dermed to hygieniske barrierer (en fysisk og en kjemisk). Lyseren Hov vannverk er privat drevet og forsyner lokale husstander og hytter. Råvannsinntaket ligger i Rudsvika og vannverket har et fullrenseanlegg med filtrering og UV-behandling og har dermed to hygieniske barrierer (en fysisk og en kjemisk).



Figur 4.2.1.1-1: Kart over Lyseren og råvannsinntakene til de tre vannverkene. Figurene viser innholdet av fykocyanin ($\mu\text{g/L}$) ved ulike dyp for seks utvalgte målepunkter i Lyseren, 10. juli 2009. Samtlige punkter viste lave verdier i de øverste meterne av vannsøylen, med et maksimum på ca. 6 m, hvoretter innholdet raskt sank til null. Figur er hentet fra Lindholm (2010a).

Lyseren har blitt overvåket i mange tiår og det har blitt rapportert om forekomst og oppblomstring av cyanobakterier helt siden de første undersøkelsene på begynnelsen av 1960-tallet (Holtan, 1964). Fylkesmannen i Østfold hadde i mange år ansvaret for årlig overvåking i Lyseren og i 2004–2006 ble det påvist microcystiner i vannprøver fra innsjøen (Rohrlack og Lindholm, 2007). I 2006 ble det tatt prøver fra hele vannsøylen i Lyseren og det ble avdekket forekomst av cyanobakterien *Planktothrix* spp. i metalimnion på ca. 8 meters dyp (Rohrlack og Lindholm, 2007). *Planktothrix* er kjent for å danne metalimnisk oppblomstringer som er et vanlig fenomen i flere norske innsjøer (Halstvedt et al., 2007; Haande et al., 2016). En slik oppblomstring av toksinproduserende cyanobakterier i et dyp av innsjøen tilsvarende dypet på vanninntaket til en av vannverkene var urovekkende. Det ble derfor igangsatt et tilpasset overvåkingsprogram i Lyseren fra 2007. I tillegg til prøvetaking av overflatevannet (0–4 meter) ble det også tatt prøver fra råvannsinntaket til de tre vannverkene i Lyseren.

Det ble årlig påvist microcystiner i relativt små mengder i Lyseren, både i overflatevannet og også i prøver fra råvannsinntakene til vannverkene (Lindholm, 2010). I 2009 ble det påvist microcystinkonsentrasjon over $2 \mu\text{g/L}$ i råvannet i inntaket til Hobøl vannverk (Lindholm, 2010). Det var en metalimnisk oppblomstring av *Planktothrix* ved ca. 8 meters dyp i innsjøen (se Figur

4.2.1.1-1). Dette var ekstra sårbart for drikkevannsproduksjonen i Hobøl vannverk hvor råvannsinntaket var på 8 meters dyp.

4.2.1.2 Vansjø (MOVAR)

Vansjø er en middels stor innsjø som ligger i Våler, Moss og Råde kommuner i Viken (tidligere Østfold) (Figur 4.2.1.2-1). Innsjøen er påvirket av avrenning fra landbruk, spredt avløp og erosjon og det er problemer med eutrofiering i elver/bekker og innsjøer i nedbørfeltet. Det har vært et særlig fokus på Vansjø hvor det i mange år har vært kraftig oppblomstring av cyanobakterier og til tider anbefalt badeforbud i den vestre delen av innsjøen (Vannemfjorden, Mosseelva og Nesparken). Vansjø har vært overvåket siden 1970-tallet og de lange tidsseriene med overvåkingsdata danner et godt grunnlag for å vurdere utviklingen i vannkvaliteten (Skarbøvik et al., 2021). Det gjennomføres årlig en omfattende overvåking av elver/bekker og innsjøer i vassdraget.



Figur 4.2.1.2-1: Kart over Vansjø. Den blå prikken viser råvannsinntaket til vannverket. Kartgrunnlag: Norgeskart.

Vansjø er drikkevannskilde for kommunene Moss, Råde og Vestby, samt noen områder i Våler og Fredrikstad. Vansjø vannverk produserer drikkevann til ca. 70 000 innbyggerne. Vannverket har et avansert fullrenseanlegg med flere rensetrinn og hygieniske barrierer (filtrering, klorering,

UV, aktivt kull) og har råvannsinntak på 25 meters dyp i Grimstadkilen i Storefjorden (østre del av Vansjø). Det er både boliger, landbrukseiendommer og mange hytter ved innsjøen. Vansjø og området rundt har en stor verdi som rekreasjonsområde.

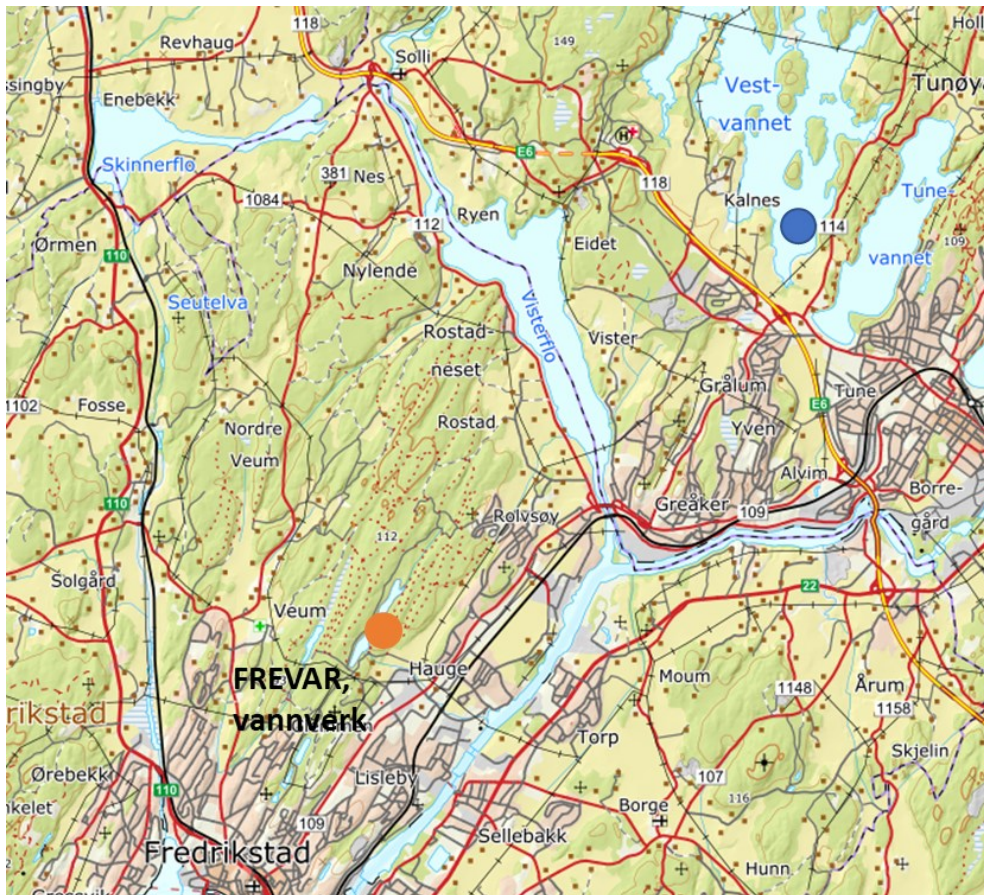
På midten av 2000-tallet var det kraftige oppblomstringer av cyanobakterier særlig i de vestre delene av Vansjø. Det var i hovedsak *Microcystis aeruginosa* som dominerte og det ble målt relativt høye konsentrasjoner av microcystiner (Bjørndalen et al., 2006). Fra 2005 til 2008 ble det tatt prøver av overflatevannet i Grimstadkilen og det ble målt vertikal profil av fukocyanin fluorecens i vannsøylen ved råvannsinntaket til Vansjø vannverk. På vannverket ble det tatt prøver av råvannsinntaket og av ferdig rensset vann. Det ble målt microcystiner over 1 µg/L ved noen få prøvetakinger i overflatevannet i Grimstadkilen i 2005–2008 og det sammenfalt med forekomst av *Microcystis aeruginosa* og *Planktothrix* spp. (Bjørndalen et al., 2006; Bjørndalen et al., 2007; Skarbøvik et al., 2009). Det ble påvist microcystinkonsentrasjoner fra 0,2–0,7 µg/L i råvannsinntaket ved en prøvetaking hvert år i juli i 2005–2007. Det ble aldri påvist microcystiner i rentvann fra Vansjø vannverk i 2005–2008.

Etter 2008 avtok de kraftige oppblomstringene av cyanobakterier i vestre deler av Vansjø og forekomsten av cyanobakterier i de østre delene av Vansjø avtok også. Vansjø overvåkes fortsatt årlig og det tas prøver til undersøkelser av cyanobakterier og analyse av microcystiner fra flere stasjoner i innsjøen (Skarbøvik et al., 2021). Vansjø vannverk har rutiner for å ta prøver av råvann og rentvann til analyse av microcystiner dersom det rapporteres om økt forekomst av cyanobakterier i Storefjorden.

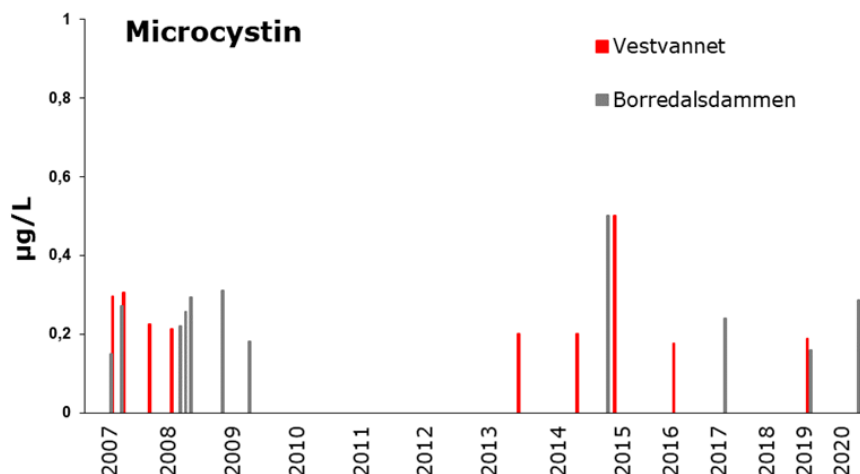
4.2.1.3 Vestvannet og Borredalsdammen (FREVAR)

Innsjøene Vestvannet og Borredalsdammen ligger i hhv. Sarpsborg og Fredrikstad kommune (Figur 4.2.1.3-1) i Viken (tidligere Østfold), og utgjør til sammen drikkevannsreservoaret for Fredrikstad med forsyning av drikkevann til industri og ca. 80 000 mennesker. Siden 1950-tallet har vann blitt pumpet fra Vestvannet via en pumpestasjon over til Borredalsdammen, som har fungert som råvannsreservoar. Fra 2014 går vannet i lukket rør direkte fra Vestvannet til vannverket, med Borredalsdammen kun som reservekilde. Vannverket har fullrenseanlegg med flere hygieniske barrierer (filtrering, klorering og UV behandling).

Overvåking av drikkevanskildene startet etter at det i 2006 ble registrert sjenerende lukt i drikkevannet til Fredrikstad. Lukten ble beskrevet som myr/kjeller-lukt, som kan være luktstoffet geosmin produsert av enkelte cyanobakterier. Analyser fra Vestvannet viste innhold av cyanotoksiner (microcystiner) på 2,8 µg/L, som er over WHO's anbefalte grenseverdi på 1 µg/L for drikkevann (råvann) (Chorus og Welker, 2021; WHO, 2020c). I Borredalsdammen ble det ikke påvist microcystiner i 2006. Funnene i 2006 førte til årlig overvåking av både Vestvannet og Borredalsdammen (Ballot, 2021). Hensikten er å overvåke mengde, sammensetning og sesongdynamikk for algesamfunnet i de to bassengene, med særlig fokus på cyanobakterier.



Figur 4.2.1.3-1: Kart over Vestvannet og Borredalsdammen. Den blå prikken viser hvor råvannsinntaket er i Vestvannet og den oransje prikken viser Borredalsdammen som er reservevannkilde. Kartgrunnlag: Norgeskart.



Figur 4.2.1.3-2: Konsentrasjoner av microcystiner ($\mu\text{g/L}$) i overflatevann (0–4 m) fra Vestvannet og Borredalsdammen for perioden 2007–2020. Figur fra Ballot (2021).

Resultatet for overvåkingen av microcystin for 2007–2020 er vist i Figur 4.2.1-3. Det ble i 2015 og 2016 tatt prøver av rentvann i tillegg til i innsjøene ved 5 anledninger, uten påvisning av microcystiner. Dette er ikke vist i figuren. Det har kun blitt påvist lave konsentrasjoner av microcystiner etter 2006 og det er ofte økte, men likevel små mengder *Planktothrix* som opptrer ved slike episoder.

4.2.2 Pilotstudie fra tre vannverk i Viken (Østfold)

Sommeren 2012 gjennomførte NIVA og Veterinærinstituttet en pilotstudie for å undersøke vann fra tre vannverk; Spydeberg vannverk, Hobøl vannverk og MOVAR vannverk. Vannverkene hadde alle hatt problemer med cyanobakterier i sine råvannskilder fra Lyseren og Vansjø. De tre vannverkene benyttet ulike renseprosesser i sin produksjon av drikkevann (se Kapittel 4.2). Vannprøver ble samlet fra ulike trinn i renseprosessen i alle tre vannverk (Tabell 4.2.2-1). I disse direkte analyserte vannprøvene ble det ikke funnet microcystiner underveis i renseprosessen til drikkevann selv om de var til stede i råvannskilden.

Tabell 4.2.2-1. Microcystinkonsentrasjoner (MCer, µg/L) i vannprøver fra råvann, vann etter filter og rent vann i Hobøl og Spydeberg vannverk som har Lyseren som råvannskilde og i MOVAR som har Vansjø som råvannskilde.

Dato	Microcystiner (µg/L)								
	Hobøl			Spydeberg			MOVAR		
	råvann	etter filter	rent vann	råvann	etter filter	rent vann	råvann	etter filter	rent vann
12.06.12	0,34	–	–	–	–	–	–	–	–
26.06.12	–	–	–	–	–	–	–	–	–
10.07.12	–	–	–	–	–	*	–	–	–
24.07.12	0,35	–	–	–	–	–	–	–	–
07.08.12	0,24	–	–	–	–	–	–	–	–
21.08.12	0,16	–	–	–	–	–	–	–	–
04.09.12	–	–	–	–	–	–	–	–	–

–Analysert, men MCer < 0,15 µg/L (under deteksjonsgrense for metoden, ELISA).

*Data mangler.

I tillegg ble det tatt prøver med passive prøvetakere, som samler opp toksiner som er til stede over en bestemt tidsperiode uavhengig av vannmengde (Rundberget et al., 2009), og aktive prøvetakere hvor toksinmengden kunne samles opp og måles relativt til vannmengden som passerte prøvetakeren. I de passive prøvetakerne ble det i Hobøl og Spydeberg funnet microcystiner underveis i renseprosessen, og også spormengder i enkelte prøver av det rene drikkevannet, men under WHO sin anbefaling. I de aktive prøvetakerne ble det i Hobøl funnet microcystiner i råvannet, men ikke i det rene drikkevannet, med unntak av en måling i august hvor microcystiner tilsvarende 1/3 av WHO sin anbefalte verdi ble målt i det rene drikkevannet.

5. Faktorer som påvirker vekst av cyanobakterier og produksjon av toksiner

5.1 Eutrofiering

Det er mange faktorer som kan påvirke miljøtilstanden i vann, og eutrofiering er en slik påvirkning som gir negative konsekvenser for vannmiljøet. Eutrofiering er økt planteproduksjon forårsaket av økt tilførsel av næringsstoffer, i hovedsak fosfor og nitrogen. I de fleste tilfeller skyldes eutrofiering menneskelig aktivitet som gir økt avrenning av næringsstoffer til vannmiljøet. Innsjøer får tilført fosfor fra nedbørfeltet gjennom elver, bekker, eller med grunnvann. I ferskvann vil økt næringstilførsel gi en endring i artssammensetningen og biomasse av planktonalger og oppblomstring av toksinproduserende cyanobakterier er det mest tydelige tegnet på eutrofiering (Ibelings et al., 2016).

5.2 Faktorer som påvirker vekst av cyanobakterier

Veksten av cyanobakterier påvirkes av en rekke fysisk-kjemiske og biologiske faktorer (oppsummert i Tabell 5.2.1.1-1). De viktigste fysisk-kjemiske faktorene er temperatur, lys og næringsstoffer, spesielt fosfor og nitrogen.

5.2.1 Fysisk-kjemiske faktorer (abiotiske faktorer)

5.2.1.1 Temperatur og sjiktningsforhold

Med økende vanntemperatur og økt lysinnstråling på våren og forsommeren etableres det i dypere innsjøer en termisk lagdeling av vannsøylen til en varm epilimnion, en metalimnion med termoklin og en kald hypolimnion. Denne sjiktningen er som regel stabil gjennom hele sommeren og til høsten. Sjiktningen gjør det mulig for cyanobakterier som har gassvesikler å justere sin posisjon i vannsøylen ved gunstig lys- og næringsforhold og utkonkurrere andre eukaryote mikroalger.

I Skandinavia er det vanligvis cyanobakterier som tilhører slektene *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* og *Planktothrix* som danner oppblomstringer. Mange arter av cyanobakterier har vekst innenfor et bredt spekter av temperaturer, men noen arter i slektene *Microcystis* og *Dolichospermum* er bedre tilpasset høyere temperaturer og danner gjerne oppblomstring i løpet av sommeren (Jeppesen et al., 2011; Moss, 2012; Paerl og Huisman, 2009; Paerl og Otten, 2013; Reichwaldt og Ghadouani, 2012). Andre arter, som i slektene *Aphanizomenon* eller *Planktothrix*, kan også vokse ved lavere temperaturer (Cirés og Ballot, 2016; Paerl og Otten,

2016). Spesielt *Planktothrix* er kjent for å danne oppblomstring i metalimnion av lagdelte innsjøer ved lavere temperaturer i vår- og sommermånedene. Den kan til og med overleve i store mengder under isdekket av innsjøer om vinteren (Halstvedt et al., 2007). Mange cyanobakterier kan danne akineter, som er hvileceller, og disse kan overleve i lang tid i innsjøsedimentene og spire igjen når vekstforholdene blir gunstige. Vanntemperaturen har også sterk innflytelse på spiring av akineter (Kaplan-Levy et al., 2010; Wiedner et al., 2007).

Tabell 5.2.1.1-1: Miljøfaktorer som påvirker vekst av cyanobakterier.

Faktor	Effekter på vekst av cyanobakterier	Merknader	Referanser
Fysisk-kjemiske faktorer (abiotiske faktorer)			
Temperatur og sjiktningsforhold	+/-	Positiv effekt på vekst ved temperaturøkning, sterkere utpreget sjikting i innsjøer, korte nedbørhendelser kombinert med tørkeperioder; Negativ effekt på vekst ved kraftig nedbør, kraftig vind og omrøring, nedkjøling.	Bhagowati og Ahamad, 2019; Briand et al., 2004; Cirés og Ballot, 2016; Fadel et al., 2014; Jeppesen et al., 2011; Merel et al., 2013; Moss, 2012; Paerl og Huisman, 2009; Paerl og Otten, 2013; Paerl og Otten, 2016; Scholz et al., 2017; Sukenik et al., 2012; Wiedner et al., 2007
Lysforhold	+/-	Mange arter vokser best ved god lysintensitet (eks. arter i slektene <i>Microcystis</i> og <i>Dolichospermum</i>) Noen arter er tilpasset lavere lysintensiteter (eks. arter i slektene <i>Aphanizomenon</i> og <i>Planktothrix</i>).	Agrawal, 2009; Cirés og Ballot, 2016; Harke et al., 2016; Kaplan-Levy et al., 2010; Merel et al., 2013
Næringsstoffer nitrogen, fosfor	+	Økende konsentrasjoner gir økt vekst.	Carpenter, 2005; Gobler et al., 2016; Harke et al., 2016; Ngatia og Taylor, 2018; Paerl og Otten, 2013; Sanz-Luque et al., 2020; Scholz et al., 2017
Spormetaller	+/-	En rekke metaller i lave konsentrasjoner er viktig for vekst. Ved høy konsentrasjon kan det virke veksthemmende.	Baptista og Vasconcelos, 2006; Cavet et al., 2003; Facey et al., 2019; Kranzler et al., 2013; Paerl og Otten, 2013
Karbondioksyd (CO ₂)	+	Økende mengde CO ₂ kan øke vekst.	Herrero og Flores, 2019; Li et al., 2020; Paerl og Paul, 2012; Ramakrishnan et al., 2010; Scholz et al., 2017
Biotiske faktorer			
Virus	-	Vekst påvirkes negativt	Gumbo et al., 2008; Jaskulska og Mankiewicz-Boczek, 2020; Paerl og Otten, 2013; Tan et al., 2008; Van Wichelen et al., 2016
Bakterier	-	Vekst påvirkes negativt	Gumbo et al., 2008; Jaskulska og Mankiewicz-Boczek, 2020; Paerl og Otten, 2013; Tan et al., 2008; Van Wichelen et al., 2016
Cyanobakterier	-	Cyanotoksiner kan påvirke vekst negativt.	Babica et al., 2006; Gomes et al., 2017; Leflaive og Ten-Hage, 2007

Faktor	Effekter på vekst av cyanobakterier	Merknader	Referanser
Eukaryote alger	-	Allelopatiske effekter som påvirker vekst negativt	Gomes et al., 2017
Sopp	-	Vekst påvirkes negativt	Gerphagnon et al., 2015; Sime-Ngando, 2012
Dyreplankton	+/-	Konkurrerende alger blir spist, noe som kan gi mer vekst av cyanobakterier; Cyanobakterier kan beites av dyreplankton og vekst påvirkes negativt.	Ger et al., 2014; Harke et al., 2016; Lemaire et al., 2012

5.2.1.2 Lysforhold

Cyanobakterier er fotosyntetiserende organismer og har i tillegg til klorofyll a det lyshøstende pigmentet fykocyanin (blått). Noen cyanobakterier kan også ha de lyshøstende pigmentene allofykocyanin (blått) og fykoerytrin (rødt). Disse pigmentkompleksene kalles fykobilisomer og absorberer lysenergien og overfører denne til klorofyll a. Disse lyshøstende pigmentene kan utnytte en del av lysspekteret som andre fotosyntetiserende organismer i ferskvann ikke kan, og dermed kan cyanobakteriene utnytte en større del av sollyset enn organismene de konkurrerer med.

Tilstrekkelig lysforhold er av grunnleggende betydning for å opprettholde optimale forhold for fotosyntese hos cyanobakterier. Kvaliteten, intensiteten og varigheten av nødvendig lys er artsspesifikk (Cirés og Ballot, 2016; Paerl og Otten, 2016). Mange arter av cyanobakterier er tilpasset lave eller moderate lysintensiteter, noe som gir dem konkurransefortrinn under forhold med redusert lysintensitet, for eksempel i dypere vannlag, i vann med mye farge eller mye partikler, under overflater med oppblomstring eller under overflater med skum (Cirés og Ballot, 2016).

Microcystis og mange arter av *Dolichospermum* som er vanlig i norske innsjøer vokser best ved god lysintensitet og danner derfor ofte overflateoppblomstringer.

Arter i slektene *Aphanizomenon* og *Planktothrix*, som også er vanlig i norske vannforekomster, vokser best ved lave til moderate lysintensiteter. Denne egenskapen utgjør et konkurransefortrinn under situasjoner med redusert lys (Cirés og Ballot, 2016; Halstvedt et al., 2007).

Lys er også en viktig faktor som utløser akinet-spiring og videre vekst av cyanobakterier (Agrawal, 2009; Kaplan-Levy et al., 2010). Figur 3.1.1-1 illustrerer hvordan ulike cyanobakterier kan danne oppblomstringer i overflaten og i metalimnion.

5.2.1.3 **Næringsstoffer**

Cyanobakterier konkurrerer om næringsstoffer med andre planteplanktonarter. Fosfor har blitt ansett som det primære begrensende næringsstoffet som styrer vekst av cyanobakterier og alger i ferskvannøkosystemer. Tilførsel av fosfor kommer vanligvis fra avrenning av kloakk, avrenning fra landbruk, industri og urbane områder (Carpenter, 2005; Ngatia og Taylor, 2018; Paerl og Otten, 2013). Oppblomstring av cyanobakterier er mest utbredt i eutrofierte økosystemer som innsjøer og dammer med fosforkonsentrasjoner over 50 µg/L. Imidlertid kan betydelige biomasser av cyanobakterier noen ganger også bli funnet i mesotrofe innsjøer (fosforkonsentrasjoner mellom 20–50 µg/L) (Halstvedt et al., 2007). Noen cyanobakterier, som *Microcystis aeruginosa*, kan ta opp og lagre fosfat som polyfosfater i cellene selv når konsentrasjonen av eksternt fosfat er lav, noe som gjør det mulig å konkurrere med andre planteplanktonarter når fosfor blir begrensende (Sanz-Luque et al., 2020). I tempererte innsjøer kan tettheten av cyanobakterier derfor også begrenses av nitrogentilgjengelighet (Gobler et al., 2016; Sanz-Luque et al., 2020). Hvorvidt nitrogen er viktig som begrensende faktor for dominans av potensielt toksinproduserende cyanobakterier er imidlertid usikkert (Jeppesen et al., 2011). Flere slekter av cyanobakterier har såkalte heterocyter som er spesialiserte celler med nitrogenbindende enzymer som muliggjør fiksering av atmosfærisk nitrogen (f.eks. *Aphanizomenon* og *Dolichospermum*). Når fosforkonsentrasjonene er høye kan en redusert tilgjengelighet av nitrogen føre til utskifting av ikke-N₂-fikserende cyanobakterier som *Microcystis* med N₂-fikserende cyanobakterier som *Dolichospermum* og *Aphanizomenon* (Harke et al., 2016). Dette er et vanlig fenomen i mange norske innsjøer, for eksempel i Vansjø (Bjørndalen et al., 2007).

En typisk næringsrik innsjø i tempererte strøk som Skandinavia har gjerne en sesongmessig utvikling av planteplankton som ofte starter med oppblomstring av kiselalger om våren og forsommeren. I denne perioden er det lavere temperatur, høy lysintensitet, turbulens og rikelig med næringsstoffer i vannet etter snøsmeltning og avrenning. Det kan også være dominans av andre planteplanktongrupper som grønnalger og gullalger på forsommeren. Utover sommeren og seinsommeren, når vannet blir varmere og det blir større konkurranse om lys og næringsstoffer, vil cyanobakteriene være dominerende. Cyanobakterier kan imidlertid dominere og danne oppblomstringer gjennom hele vekstsesongen i mange innsjøer (Paerl og Otten, 2016; Schindler et al., 2008).

5.2.1.4 **Spormetaller**

Cyanobakterier trenger også en rekke metaller (kalt spormetaller) for å opprettholde cellulær metabolisme. Det har blitt fastslått at metaller som kobber (Cu), jern (Fe), nikkel (Ni) og sink (Zn) er avgjørende, men også kobolt (Co) og mangan (Mn) kan ha betydning (Baptista og Vasconcelos, 2006; Cavet et al., 2003; Paerl og Otten, 2013). Spesielt biotilgjengelighet av jern har vist seg å begrense primærproduksjon i ferskvann og det kontrollerer primærproduksjon i så mye som halvparten av verdens hav (Kranzler et al., 2013).

5.2.1.5 Karbondioksid

Nyere forskning har indikert at økende atmosfæriske CO₂-konsentrasjoner kan påvirke vekst av cyanobakterier, og dermed intensivere eutrofiering (Herrero og Flores, 2019; Li et al., 2020; Paerl og Paul, 2012).

5.2.2 Biotiske faktorer

Mens fysisk-kjemiske parametere som påvirker oppblomstring av cyanobakterier er godt kjent, er betydningen av biotiske faktorer på vekst av cyanobakterier relativt lite studert (Gerphagnon et al., 2015). Biotiske faktorer inkluderer interaksjon mellom cyanobakterier og andre organismer, i form av for eksempel predasjon og parasittisme. I tillegg kan påvirkning av bakterier og virus ha en innvirkning på populasjonsdynamikken til cyanobakterier i ferskvann (Paerl og Otten, 2013; Tan et al., 2008).

Det er vist at vekst av *Microcystis* kan påvirkes negativt av en lang rekke mikroorganismer, inkludert virus, bakterier, sopp, ulike grupper av heterotrofe protister, andre cyanobakterier og en lang rekke andre eukaryote alger (Gumbo et al., 2008; Jaskulska og Mankiewicz-Boczek, 2020; Van Wichelen et al., 2016).

Nyere studier har vist at vekst av trådformede cyanobakterier (f.eks, arter i slekten *Planktothrix*) påvirkes negativt av sopp-parasitter (chytrider) (Gerphagnon et al., 2015; Rohrlack et al., 2015; Sime-Ngando, 2012).

Dyreplankton kan beite på cyanobakterier og kan dermed påvirke veksten av disse. Cyanobakterier som danner store kolonier eller lange tråder er vanskelig å beite på for dyreplankton (Ger et al., 2014). Cyanotoksiner, og andre ulike mindre kjente forbindelser som cyanobakteriene kan produsere, kan forårsake dødelige og subletale effekter hos dyreplankton som beiter på cyanobakterier.

5.3 Faktorer som påvirker produksjon av toksiner

Hvordan miljøfaktorer påvirker produksjon og konsentrasjon av cyanotoksiner er omdiskutert. Omfattende forskning pågår fortsatt for å identifisere hvilke miljøfaktorer som påvirker toksinproduksjon i cyanobakterier og hvilke miljøfaktorer som kan være avgjørende for hvor mye cyanotoksin som produseres.

En cyanobakteriepopulasjon (en art) består av stammer som er toksinproduserende og ikke toksinproduserende. Sammensetningen av disse stammene kan endre seg over tid og påvirker hvor høy toksinkonsentrasjonen er i en oppblomstring. Dette medfører at en oppblomstring kan være mer eller mindre toksisk og at det kan variere fra en uke til den neste. Disse toksinproduserende og ikke toksinproduserende stammene innen en art kan ikke bestemmes ved undersøkelse i mikroskop (Kaebernick og Neilan, 2001), men kan skilles ved bruk av

genetiske metoder (Kurmayer et al., 2004). Ulike genklynger koder for biosyntesen av de ulike cyanotoksinene (Chorus og Welker, 2021).

Hvilke cyanobakteriearter som danner oppblomstring vil være av betydning for hvilke cyanotoksiner som produseres. En oppblomstring av arter i slektene *Microcystis* og *Planktothrix* og *Dolichospermum* vil kunne medføre produksjon av microcystiner. En oppblomstring av *Aphanizomenon gracile* kan medføre produksjon av saxitoksiner, mens en oppblomstring av *Tychonema bourrellyi* kan gi produksjon av anatoksiner.

Tilgang på næringsstoffer (nitrogen, fosfor og spormetaller), lys- og temperaturforhold, oksidative stressfaktorer, interaksjoner med annen biota (bakterier, virus og dyreplankton), og sannsynligvis kombinerte effekter av disse faktorene vil påvirke produksjon av toksiner (Boopathi og Ki, 2014; Cirés et al., 2017; Facey et al., 2019; Harke et al., 2016; Holland og Kinnear, 2013; Kaebernick og Neilan, 2001; Millie et al., 2009; Neilan et al., 2013; Paerl og Otten, 2013; Pearson et al., 2008). Flere av disse faktorene påvirker også vekst av cyanobakterier, men det er ikke nødvendigvis en sammenheng mellom vekst av cyanobakterier og toksinproduksjon. Flere arter av cyanobakterier er kjent for å kunne ha høy eller lav toksinproduksjon under forskjellige vekstforhold. Dette betyr at det ikke er en enkel sammenheng mellom biovolum av arter av toksinproduserende cyanobakterier og mengden cyanotoksin i en vannprøve. De aller fleste studiene på faktorer som påvirker produksjon av cyanotoksiner er gjort for microcystiner. For kulturer av *Microcystis* og *Planktothrix* er det funnet svært stor variasjon mellom microcystinkonsentrasjonen pr. biovolum (fra under 100 µg/g til over 10 mg/g tørrvekt) (Chorus og Welker, 2021).

5.4 Klimaendringers betydning på cyanobakterier og cyanotoksiner

Klimarapporten «Klima i Norge 2100» som ble utgitt i 2009, og senere oppdatert i 2015, beskriver hva vi kan forvente av klimaendringer (Hanssen-Bauer, 2015; Hanssen-Bauer et al., 2009). I denne rapporten konkluderes det med at det vil bli varmere gjennom alle årstider og den gjennomsnittlige årstemperaturen vil øke med mellom 3,3 og 6,4°C. Rapporten sier videre at fremtidens klima også vil gi mer nedbør, med kraftigere og hyppigere styrtregneepisoder, flere og større regnflommer og flere jordskred, men muligens færre snøskred (Hanssen-Bauer, 2015). Korte, kraftige nedbørsperioder som gir økt avrenning av næringsstoffer, etterfulgt av varme, tørre perioder øker risikoen for oppblomstring av cyanobakterier. En temperaturøkning gir varmere vann, lengre vekstsesong, lengre isfrie perioder om vinteren, økt vertikal temperatursjiktning og stabil sjiktning av vannmassene og dette vil favorisere oppblomstring av cyanobakterier (Jeppesen et al., 2011; Moss, 2012; Paerl og Huisman, 2009; Paerl og Otten, 2013; Reichwaldt og Ghadouani, 2012). Dette støttes av den eksterne rapporten publisert av EFSA på cyanotoksiner fra 2016 (Testai et al., 2016), som konkluderte med at økt temperatur ser ut til å favorisere toksinproduserende fremfor de ikke-toksinproduserende cyanobakteriepopulasjonene i ferskvann, både i felt og i laboratorieforsøk.

Mer regn og flere flommer vil føre til fare for økt avrenning, som igjen vil gi økt tilførsel av næringsstoffer til drikkevannskilder. Sentralisering av bebyggelse i byer gjør også at flere mennesker blir avhengig av få vannkilder og det gjør samfunn mer sårbare for slike oppblomstringer. Kombinasjonen av høyere temperatur og kraftigere nedbør gjør at vi i fremtiden kan forvente økt eksponering for cyanotoksiner på mennesker og dyr (EFSA et al., 2020).

Det forventes økte vanntemperaturer i skandinaviske innsjøer på grunn av global oppvarming. Dette kan føre til en sterkere sjiktning, lengre sjiktningstidspunkt og redusert turbulens i innsjøen. Dette kan igjen lede til økt oppblomstring av cyanobakterier. Men det kan også føre til oppblomstring av invaderende arter av potensielt toksinproduserende cyanobakterier som i et varmere klima kan spre seg nordover. Eksempler er *Raphidiopsis raciborskii* og *Chrysochloris ovalisporum*, som allerede sprer seg i Sentral- og Sør-Europa (Paerl og Huisman, 2009).

6. Tiltak for å forebygge forekomst av cyanobakterier

6.1 Kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet

En innsjø er en integrert del av landskapet, og en del av det omkringliggende nedbørfeltet. Dette betyr at alt som skjer i nedbørfeltet vil påvirke tilstanden i innsjøen. Kommunale avløpsanlegg og spredt avløp, avrenning fra landbruksområder og industri er betydelige kilder til menneskeskapte næringsstofftilførsler (Ibelings et al., 2016; Paerl og Huisman, 2009) (se Tabell 6.2-1). Reduksjon av tilførsler av næringsstoffer fra nedbørfeltet er derfor grunnleggende viktig for å unngå eutrofiering og oppblomstring av potensielt toksinproduserende cyanobakterier (Ibelings et al., 2014; Ibelings et al., 2016). Behovet for å håndtere næringsstoffbelastninger i nedbørfeltet vil øke med klimaendringene på grunn av forventede økninger i remineralisering av næringsstoffer, endring i hydrologiske regimer og økning i vanntemperatur og endrede sjiktningsforhold (Hamilton et al., 2016).

6.2 Tiltak i nedbørfeltet

Det viktigste tiltaket for å forhindre eutrofiering og oppblomstring av alger og cyanobakterier i en innsjø vil være å gjøre noe med de eksterne tilførslerne av næringsstoffer fra nedbørfeltet. (Schindler et al., 2008). Det har historisk sett vært et spesielt fokus på å redusere tilførslerne av fosfor, siden fosfor antas å være det viktigste næringsstoffet som begrenser vekst av alger og cyanobakterier i ferskvann (Schindler et al., 2008). Denne praksisen har vært vellykket, og det er liten tvil om at fjerning av fosfor har vært medvirkende til å forbedre vannkvaliteten (Schindler et al., 2008). Eksperimenter med hele innsjøer eller innhegninger i deler av innsjøer i eutrofe systemer viser imidlertid at strengt fosfor-begrenset vekst kan være unntaket, snarere enn regelen (Hamilton et al., 2016). I stedet viser mange slike systemer en maksimal algevekst som respons på kombinerte nitrogen- og fosfor-tilsetninger, eller til og med bare nitrogen-tilsetning (Lewis et al., 2011). Det kreves derfor en bredere integrert tilnærming basert på en samtidig kontroll av næringsstoffene nitrogen og fosfor (Hamilton et al., 2016). Tabell 6.2-1 viser vanlige tiltak for å redusere avrenning av næringsstoff fra de vanligste kildene i nedbørfeltet.

Når det er oksygen til stede, bindes en del fosfor (som fosfat) umiddelbart til jern eller andre metaller (Gächter og Müller, 2003). Under denne prosessen dannes små fnokker som synker til bunns og blir en del av sedimentet. Resten av fosforet kan tas opp av alger og integreres i deres biomasse. Når algene dør, frigjøres noe av fosforet igjen. Resten transporteres med biomassen til sedimentet. I de fleste norske innsjøer fjernes på denne måten omtrent 50–70 % av fosfor fra vannet, men denne prosessen er reversibel. Hvis konsentrasjon av oksygen i bunnvannet underskrider 0,1 mg/L frigjøres det fosfor (som fosfat) fra sedimentet (Gächter og Müller, 2003). Dette skjer vanligvis om sommeren under langvarig temperatursjiktning eller om vinteren under langvarig isdekke. Løst fosfor akkumuleres da direkte over sedimentet og blandes inn i hele

vannøylen under den neste sirkulasjonsperioden. Denne prosessen kalles interngjødsling (Søndergaard et al., 2003; Welch og Cooke, 2005). Interngjødsling kan også skje når algeproduksjonen er så høy at pH stiger og fosfor kan frigjøres fra sedimentet i grunne områder av innsjøen (Søndergaard et al., 2003; Welch og Cooke, 2005). Interngjødslingen medfører en resirkulering av fosfor i innsjøen og kan dermed forsinke effekten av tiltak i nedbørfeltet (Van Donk et al., 2008).

Tabell 6.2-1: Vanlige kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet og tiltak for å redusere tilførsler fra nedbørfeltet.

	Kilde	Tiltak	Referanse
Kommunalt avløp	Avrenning fra kommunale renseanlegg, gamle avløpsrør som lekker, feilkoblede avløpsrør og overvannsrør, lekkasjer fra pumpehus	Modernisering av kommunale renseanlegg Utskifting av gamle rør og pumpehus Identifisere feilkoblinger	Hamilton et al., 2016
Spredt avløp	Avrenning fra separate avløpsanlegg knyttet til boliger i spredt bebyggelse og hytter Gamle, fulle septiktanker	Oppgradering av separate avløpsanlegg	Hamilton et al., 2016
Overvann fra tette flater	Overflateavrenning fra tettsteder og byer ved mye nedbør	Utbedre overløpssystemer Blågrønne løsninger for overvannshåndtering (grønne flater og tak, åpne vannveier og beplantning)	Hamilton et al., 2016
Industri	Avrenning fra industri	Bedre rensing av utslipp	Hamilton et al., 2016
Landbruk	Overflateavrenning fra åker og eng og erosjon i dråg (forsenkninger på jordet) Avrenning av husdyrgjødsel, husdyr på beite	Redusert jordbearbeiding, ingen høstpløying Redusert gjødsling Grasdekte vannveier Hydrotekniske tiltak Fangdammer Vegetasjonssoner Planting av kantvegetasjon	Hamilton et al., 2016
Naturlig avrenning	Erosjon fra skog og kanterosjon i elver og bekker Flom og erosjon		Hamilton et al., 2016

6.3 Innsjørestaurering

Det er viktig å presisere at det først bør identifiseres og gjennomføres tiltak i nedbørfeltet for å redusere tilførslene av fosfor til innsjøen. Dersom det viser seg at tiltak i nedbørfeltet ikke er tilstrekkelig for å redusere fosforkonsentrasjonen i innsjøen og/eller at det tar lang tid før effekten av disse tiltakene gjør seg gjeldene for å oppnå forventet respons i økosystemet, bør det vurderes å gjennomføre restaureringstiltak i selve innsjøen. Nedenfor er det en kort oppsummering av restaureringsmetoder som er brukt i innsjøer (Tabell 6.3-1).

I tillegg finnes det en rekke alternative metoder og produkter som lover å effektivt kontrollere og/eller terminere cyanobakterieoppblomstringer (ultralyd, «effektive mikroorganismer», gullalger (*Ochromonas*), plante/treestrukt), men ingen av disse metodene er vist å ha god effekt (Lürling et al., 2016).

Tabell 6.3-1. Metoder for innsjørestaurering

Restaureringsmetoder	Referanse
1. Redusere/kontrollere intern frigivelse av fosfor fra sedimentene: - ved lufting / oksygenering av hypolimnion - uttapping av næringsrikt bunnvann, - fjerning av næringsstoffrike sedimenter	Bormans et al., 2016
2. Endre sjiktningsforhold og sirkulasjonsmønster ved kunstig miksing av vannsøylen for å forhindre stabile sjiktningsforhold, vannstandsendringer og utspyling	Visser et al., 2016
3. Direkte kjemisk felling av fosfor i innsjøen	Douglas et al., 2016
4. Terminere en begynnende oppblomstring ved å fjerne biomasse fysisk, kjemisk eller biologisk	Matthijs et al., 2016; Stroom og Kardinaal, 2016
6. Biomanipulering via reduksjon av mengden planktonspisende fisk enten ved utfisking eller ved å sette ut en egnet rovfisk	Triest et al., 2016

6.4 Kunnskapsgrunnlag for valg og prioritering av tiltak

Den raskeste effekten oppnås med en kombinasjon av langsiktige tiltak som reduserer ekstern tilførsel av næringsstoffer og tiltak som kan kontrollere oppblomstring i innsjøen (Hamilton et al., 2016). Utfordringen er å velge de rette tiltakene for den aktuelle innsjøen. Tiltak som har vært riktige i én innsjø er ikke nødvendigvis det rette tiltaket i en annen innsjø. Dette må baseres på kunnskapsgrunnlaget for den enkelte innsjøen (Ibelings et al., 2016). Det er derfor svært viktig å ha et godt kunnskapsgrunnlag for å velge målrettede tiltak for hver og en innsjø.

Kunnskapsgrunnlaget for valg og prioritering av tiltak bør omfatte:

1. Karakterisering av nedbørfeltet

Identifisere nedbørfeltet og kartlegge alle kilder til næringsstoffer i nedbørfeltet, både de forventede kildene (landbruk og avløp) og de spesielle kildene for den aktuelle innsjøen. Dessuten må en karakterisere tilgjengeligheten av næringsstoffer som tilføres fra de enkelte kildene.

2. Karakterisering av innsjøen

Kartlegge morfometri, teoretisk oppholdstid, sirkulasjonsmønster og sjiktningsforhold, oksygenforhold i bunnvannet, økologisk tilstand, næringsstoffbalanse, utvikling av vannkvalitet ved å se på tidligere overvåkingsdata.

3. Kartlegging av hvilke alger/cyanobakterier som er dominerende i innsjøen

Ulike typer alger/cyanobakterier har ulike økologiske egenskaper som gjør dem spesielt tilpasset å dominere under gitte forhold. Det er derfor viktig å vite noe om hvilke alger/cyanobakterier som er dominerende i den aktuelle innsjøen (Ibelings et al., 2016).

4. Fremskaffe informasjon om fosforbelastningen

Det bør fremskaffes så god informasjon om fosforbelastning fra nedbørfeltet som mulig. Der datagrunnlaget er tilstrekkelig kan innsjøens fosforbelastning beregnes, og det kan estimeres et avlastningsbehov for å nå miljømålet for innsjøen (se Kapittel 1.4.2). Om nødvendig bør supplerende undersøkelser gjennomføres for å fremskaffe et tilstrekkelig datagrunnlag. Dette kan også støttes av nedbørfelt-skala vannkvalitetsmodeller som har blitt viktige verktøy for vannkvalitetsstyring, planlegging og rapportering over hele verden (Fu et al., 2019). I tillegg må det også gjøres en vurdering av den interne belastningen av fosfor (interngjødsling) (Robertson og Diebel, 2020).

Basert på all fremskaffet informasjon kan aktuelle tiltak vurderes og prioriteres og det kan utarbeides en tilpasset tiltaksplan. Det må unngås å velge og prioritere tiltak utfra såkalte «etablerte sannheter» om hva som kan være kildene til eutrofieringsproblemet i en innsjø, for eksempel hvilke kilder av næringsstoffer som er størst eller om innsjøinterne prosesser spiller en stor rolle eller ikke, uten at dette faktisk er undersøkt. Det finnes mange eksempler på at feil tiltak har blitt vurdert eller iverksatt på grunnlag av antakelser i stedet for faktiske undersøkelser og kunnskap.

Se også vedlegg III: Kartlegging, forebygging og fjerning av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder.

7. Vannbehandlingsmetoder som er egnet for fjerning av cyanobakterier og cyanotoksiner fra drikkevann

En masseforekomst av cyanobakterier medfører en rekke utfordringer for produksjon av trygt drikkevann. Høye konsentrasjoner av cyanotoksiner i drikkevannet kan i verste fall gi akutte og alvorlige helseeffekter. En masseforekomst av cyanobakterier vil gi økt turbiditet i råvannet og både råvannets innhold av organisk materiale og vannets farge vil påvirkes. Cyanobakterier kan også påvirke vannets lukt og smak, siden enkelte arter kan produsere luktstoffene 2-MIB og geosmin. Ved masseoppblomstring av cyanobakterier vil også pH i råvannet øke som resultat av at hydrogenkarbonat forbrukes ved fotosyntesen. Mengden av organisk materiale i råvannet påvirker effektiviteten av de fleste konvensjonelle vannbehandlingsmetoder.

En kombinasjon av flere ulike vannbehandlingsmetoder er nødvendig for å fjerne både cyanobakterier og cyanotoksiner (Hiskia et al., 2020). I tillegg er det viktig at oppsettet av de ulike vannbehandlingsmetodene fungerer optimalt for å oppnå en effektiv fjerning av cyanobakterieceller og cyanotoksiner. Dersom det oppstår masseforekomst av cyanobakterier i en råvannskilde vil det være behov for å ta prøver av både råvannet og rent vann for å sikre trygt drikkevann (se Kapittel 3 og Vedlegg III).

Et vannbehandlingsanlegg kan også ha tekniske og/eller praktiske begrensninger for valg av vannbehandlingsmetode for fjerning av cyanobakterier eller cyanotoksiner. En annen faktor som bør tas hensyn til er dannelse av potensielt toksiske biprodukter ved bruk av oksidasjonsmidler.

Microcystiner og anatoksiner befinner seg stort sett inne i cyanobakteriene og blir kun frigjort dersom cyanobakteriene dør eller celleveggen blir skadet (EPA, 2014; Hiskia et al., 2020). Ulike behandlingsmetoder vil dermed være nødvendig avhengig av om cyanobakteriene er intakte eller om toksin har lekket ut av cellene og videre hvilken type toksin det gjelder.

Tabellene 7.1-1, 7.2-1 og 7.2-2 viser et utvalg av vannbehandlingsmetoder for henholdsvis cyanobakterier, cyanotoksiner og lukt- og smaksstoffer. Hovedmengden av publisert litteratur omhandler fjerning av microcystiner, mens det finnes mindre informasjon om vannbehandlingsmetoder for fjerning av anatoksiner og saxitoksiner.

7.1 Intakte cyanobakterier (med eller uten intracellulært toksin)

Dersom algeoppblomstringen er i et stadium hvor det er få cyanobakterier som er lysert (ødelagt), så vil konvensjonelle vannbehandlingsmetoder oftest være tilstrekkelig for å fjerne cyanobakteriene (Tabell 7.1-1). Det er viktig at cyanobakteriene ikke ødelegges under fjerningen fra drikkevannet, ellers vil eventuelle cyanotoksiner frigjøres ut i vannet. Oksidering eller desinfisering (f.eks. klorering, tilsetning av kaliumpermanganat, ozonering) kan lysere cyanobakteriene slik at toksinene lekker ut i vannet. Dersom oksidering er nødvendig for senere vannbehandlingstrinn, så bør det vurderes å bruke lavere doser av et oksidasjonsmiddel (f.eks. kaliumpermanganat) for å unngå at cyanobakteriene ødelegges eller å bruke tilstrekkelig høye konsentrasjoner til at cyanotoksiner som da blir frigjort også ødelegges (EPA, 2014).

Tabell 7.1-1: Effektivitet av ulike vannbehandlingsmetoder for fjerning av intakte cyanobakterier (med eller uten intracellulært toksin).

Vannbehandling	Effektivitet	Merknad	Referanser
Koagulering (kjemisk felling)/ sedimentering/ sandfiltrering	Effektiv (avhengig av celledørrelse og form)	Effektivitet er avhengig av hyppighet av tilbakespylingsintervaller. Ved sandfiltrering med tilbakespylingsintervaller på et døgn var det ingen lekkasje av toksiner. Det er også viktig at slammet fjernes hyppig fra sedimenteringsbassenget. Det er vist at toksin kan lekke ut i vannet dersom slammet blir liggende to uker.	AWWA, 2015; EPA, 2014; EPA, 2016; Ghernaout et al., 2010; Hiskia et al., 2020
Membranfiltrering – mikro- og ultrafiltrering	Effektiv	Det er viktig med hyppig vedlikehold/rensing av membranene.	
Flotasjon	Effektiv	Koagulasjon vil være nødvendig før flotasjon.	

7.2 Fritt cyanotoksin og luktstoffer

Fjerning av cyanotoksiner krever andre vannbehandlingsmetoder enn fjerning av cyanobakteriene. Effektiviteten av ulike vannbehandlingsmetoder for fjerning av cyanotoksiner er oppsummert i Tabell 7.2-1.

Mange av de vanlige oksidasjonsmidlene er ikke effektive for fjerning av cyanotoksiner ved normale doser og effektiviteten er ofte avhengig av både toksinkonsentrasjon, humus, temperatur, pH og kontaktid mellom toksin og oksidasjonsmiddel. Ett unntak er ozon som effektivt fjerner microcystiner og anatoksiner.

Tabell 7.2-1: Effektivitet av ulike vannbehandlingsmetoder for fjerning av cyanotoksiner.

	Vannbehandling	Microcystiner	Anatoksiner	Saxitoksiner	Referanser
Oksidasjon	Klorin	Effektiv (avhengig av cyanotoksin-konsentrasjon, pH, temperatur og humus).	Ikke effektiv	Noe effektiv	AWWA, 2015; de la Cruz et al., 2011; EPA, 2014; EPA, 2016; Gijsbertsen-Abrahamse et al., 2006; He et al., 2016; Hiskia et al., 2020; Ho et al., 2009; Loganathan, 2017; Shi et al., 2012; Teixeira og Rosa, 2005; Vlad et al., 2014
	Kloramin	Ikke effektiv ved vanlige doser	Ikke effektiv	Ikke tilstrekkelig informasjon	
	Kloridioksid	Ikke effektiv ved vanlige doser	Ikke effektiv ved vanlige doser	Ikke tilstrekkelig informasjon	
	Kaliumpermanganat	Effektiv (avhengig av cyanotoksin-konsentrasjon, pH, temperatur og humus).	Effektiv	Ikke effektiv	
	Ozon	Effektiv (lavere effektivitet ved høy pH)	Effektiv	Ikke effektiv	
	UV	Effektiv ved høye UV doser (avhengig av cyanotoksin-konsentrasjon, pH, temperatur og humus).	Effektiv	Ikke tilstrekkelig informasjon	
Aktivt kull (effektivitet varierer med type kull og porestørrelse)	Pulverisert aktivert kull (PAC)	Effektiv (avhengig av humus og pH)	Effektiv (få studier tilgjengelig)	Effektiv (kun ved høyere pH; 100 % fjerning ved pH 10.2 er observert, men tilnærmet ingen fjerning ved pH 5.2)	
	Granulert aktivert kull (GAC)	Effektiv	Effektiv	Effektiv	

	Vannbehandling	Microcystiner	Anatoksiner	Saxitoksiner	Referanser
Membran (effektivitet avhenger av porestørrelse og material)	Nanofiltrering	Effektiv	Effektiv	Ikke tilstrekkelig informasjon	
	Omvendt osmose	Effektiv	Ikke tilstrekkelig informasjon, men enkelte studier indikerer at omvendt osmose er effektivt for å fjerne anatoksiner	Ikke tilstrekkelig informasjon	

Aktivt kull har vist seg å være effektiv i å fjerne cyanotoksiner (Hiskia et al., 2020). Aktivt kull finnes i pulverform og som granulert. Pulverisert aktivt kull er egnet som midlertidig løsning for fjerning av cyanotoksiner, mens granulert kull blir brukt som en permanent installasjon i vannbehandlingsprosessen der hvor cyanotoksiner er et gjentakende problem.

Aktivt kull fremstilles fra ulike materialer, blant annet karbon og ulike tresorter. De ulike materialtypene har ulik effektivitet for fjerning av de ulike cyanotoksinene. Det kan derfor være nødvendig å bruke en blanding av ulike kullprodukter dersom det er flere stoffer som skal fjernes. I tillegg, vil det basert på ulike faktorer som blant annet porestørrelse og mengde cyanotoksin, kunne være rester igjen av cyanotoksiner etter vannbehandling med aktivt kull. Trebasert kull med porestørrelse mellom 2–50 nanometer er mest effektiv for fjerning av microcystiner (AWWA, 2015; EPA, 2016; He et al., 2016; Ho et al., 2011). Saxitoksiner er mindre enn microcystiner, og kull med en mindre porestørrelse enn for microcystiner vil være mer effektiv (Shi et al., 2012). Det er lite informasjon om fjerning av anatoksiner med aktivt kull, men de få studiene som finnes tilsier at aktivt kull kan fjerne også dette toksinet.

Mikro- og nanofiltrering har blitt mer og mer vanlig, og spesielt nanofiltrering har vist seg å være effektivt i å fjerne enkelte cyanotoksiner (Hiskia et al., 2020).

Noen arter av cyanobakterier produserer luktstoffer, først og fremst geosmin som gir jordlukt, og 2-metylisoborneol som gir mugglukt (EPA, 2014; Hiskia et al., 2020). Alternativer til vannbehandlingsmetoder for fjerning av disse stoffene er beskrevet i Tabell 7.2-2.

Tabell 7.2-2: Effektivitet av ulike vannbehandlingsmetoder for fjerning av smak- og luktstoffer.

	Vannbehandling	Geosmin og 2-metylisoborneol	Referanser
Oksidasjon	Ozon	Effektiv	Dixon et al., 2010; EPA, 2014; EPA, 2016; Faruqi et al., 2018; Hiskia et al., 2020; Kim et al., 2014
Aktivt kull (effektivitet varierer med type kull og porestørrelse)	Pulverisert aktivert kull (PAC)	Effektiv	
	Granulert aktivert kull (GAC)	Effektiv	
Membran (effektivitet avhenger av porestørrelse og materiale)	Nanofiltrering	Effektiv	
	Omvendt osmose	Ikke tilstrekkelig informasjon	

Se også vedlegg III: Kartlegging, forebygging og fjerning av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder

8. Usikkerhet

Den viktigste kilden til usikkerhet i denne vurderingen er mangel på data. Dette er nøyere beskrevet i Kapittel 10 om kunnskapsbehov. Mangel på data kan påvirke konklusjonene i begge retninger, dvs. at det kan foreligge både under- og overestimering av forekomst av cyanobakterier/cyanotoksiner i drikkevann. Dette vil også påvirke vurderingen av hvilke cyanotoksiner som kan være utfordrende for human helse.

9. Konklusjoner med svar på spørsmål

1. En oversikt over forekomst av ulike cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder og drikkevann i Norge.
 - Hvilke cyanobakterier/cyanotoksiner er funnet i forskjellige råvannskilder.
 - Hvilke cyanobakterier/cyanotoksiner forekommer hyppigst i drikkevann.
 - Hvilke cyanotoksiner kan være utfordrende for human helse både med hensyn til toksisitet og eksponering.

Det er ingen systematisk overvåkning av forekomst av cyanobakterier og/eller cyanotoksiner i norske råvannskilder. Få vannverk undersøker forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilden regelmessig, og bare ca. 8 % av råvannskildene til vannverkene som besvarte VKMs undersøkelser var undersøkt for cyanobakterier og/eller cyanotoksiner. Undersøkelse av forekomst gjøres hovedsakelig sporadisk i tilfeller hvor det er mistanke om forekomst av cyanobakterier i råvannskilden. En cyanobakterieopplomstring er ikke nødvendigvis synlig i råvannskilden. Det er derfor mangelfulle data på forekomst av både cyanobakterier og cyanotoksiner i norske råvannskilder.

Det finnes mange slekter og arter av cyanobakterier, og kun et fåtall av disse er påvist å produsere cyanotoksiner. Av cyanobakterieslektene som er identifisert i Norge så er det *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Woronichinia* og *Tychonema* som produserer cyanotoksiner. Det er mest kunnskap om forekomst av microcystiner. Andre cyanotoksiner er lite undersøkt, men saxitoksiner og anatoksiner er påvist i Norge. Cylindrospermopsin er ikke påvist i Norge, men har vært undersøkt i veldig begrenset grad. Guanitoksin, LPS og BMAA har ikke vært undersøkt i Norge. Det er derfor ikke grunnlag for å kunne vurdere eksponeringen.

De aller fleste studiene av giftigheten av cyanotoksiner har fokus på microcystiner. Det finnes lite data på giftighet av andre cyanotoksiner. De tre cyanotoksinene som er påvist i Norge kan alle gi alvorlig helseskade. Microcystiner skader lever og kan gi nedsatt reproduksjon og typiske symptomer på akutt forgiftning er blant annet oppkast og blodig diaré. Anatoksiner og saxitoksiner er begge nervegifter som kan føre til akutte forgiftninger med symptomer som muskelkramper, lammelser og i verste fall pustestopp. Det er ikke kjent at slike akutte forgiftninger etter inntak av drikkevann har forekommet i Norge.

2. Faktorer som gjør det mer sannsynlig at cyanobakterier og/eller cyanotoksiner kan utgjøre en utfordring for produksjonen av trygt drikkevann (for eksempel hvor i Norge eller type råvannskilde).

Råvannskilder av typen innsjø, elv/bekk og overflatebrønn er utsatt for vekst av cyanobakterier. Oppblomstring av cyanobakterier påvirkes av en rekke fysisk-kjemiske og biotiske faktorer. De viktigste faktorene er temperatur, lys, næringsstoffer (spesielt fosfor og nitrogen) og karbondioksid. Klimaendringer hvor vi får korte, kraftige nedbørsperioder etterfulgt av varme, tørre perioder vil øke risikoen for oppblomstring av cyanobakterier. Høyere

temperaturer og økt nedbørsmengde som følge av klimaendringer kan tenkes å ikke bare føre til hyppigere oppblomstringer av cyanobakterier, men kan også føre til oppblomstring av invaderende cyanobakterier som produserer andre toksiner enn de som har blitt påvist frem til nå i Norge.

Kun et fåtall av de ulike artene av cyanobakterier har evnen til å produsere cyanotoksiner. For toksinproduserende cyanobakterier, påvirker miljøfaktorer hvorvidt det produseres toksiner og i hvilke mengder. Næringsstoffer, lys, temperatur, oksidative stressfaktorer, interaksjon med andre biota (bakterier, virus og dyrebeite) vil kunne påvirke toksinproduksjonen.

Oppblomstringer av cyanobakterier som kan produsere cyanotoksiner er aktuelt i hele Norge, men noe mer forekommende i de sørlige områdene av landet.

3. Hvilke kriterier må analysemetoden(e) minst oppfylle for å være hensiktsmessig for vannverkseierne.

Analysemetoden må kunne måle toksinene i henhold til gjeldende anbefaling fra WHO og regulering fra EU med en kvantifiseringsgrense (LOQ) på 30 % eller lavere av anbefalt verdi, og en usikkerhet av målingen på maksimalt 30 %. For å sikre et trygt drikkevann bør flest mulig toksinanaloger inkluderes i analysen. For HPLC-UV og LC-MS trengs ideelt sett standarder for så mange varianter av cyanotoksiner i en bestemt klasse som mulig, da disse vil oppføre seg forskjellig, f.eks. ha ulik retensjonstid. For ELISA og PPIA vil én standard av hovedanalogen være tilstrekkelig. I stedet for flere standarder er det viktig å vite noe om assayets kryssreaktivitet, dvs. hva som gjenkjennes og ikke gjenkjennes i analysen. Metodene må være validerte.

4. Eksempler på tiltak i vanntilsigsområdet som er egnet for å begrense/reducere forekomst av cyanobakterier/cyanotoksiner i drikkevann.

Det viktigste tiltaket for å forhindre eller begrense forekomst av cyanobakterier/ cyanotoksiner i råvannskilden er å redusere tilførsel av næringsstoffer.

Generelt er det viktig med god tettsteds- og byplanlegging for å unngå avrenning fra urbanisering. Hvilke konkrete tiltak som bør velges avhenger av hvilke kilder til næringsstoffer som finnes i det aktuelle nedbørfeltet. Tiltak for å redusere tilførsel av næringsstoffer er utbedring av kommunalt avløp, utbedring av overløpssystemer, rensning av utslipp fra industri, tiltak i landbruket som blant annet redusert gjødsling, pløying og hogst.

Dersom tiltak i nedbørfeltet ikke er tilstrekkelig eller at effekten av tiltakene tar for lang tid, kan man vurdere restaureringstiltak i selve innsjøen. Eksempler på slike tiltak er å redusere intern frigivelse av fosfor fra sedimentene, endre sjiktforhold og sirkulasjonsmønster, kjemisk felling av fosfor i innsjøen, fjerne biomasse fysisk, kjemisk eller biologisk, reduksjon av mengden planktonspisende fisk.

5. Eksempler på vannbehandlingsmetoder som er egnet for å begrense/ redusere forekomst av cyanobakterier/cyanotoksiner i drikkevann.

I produksjon av rent drikkevann vil en kombinasjon av flere ulike vannbehandlingsmetoder være nødvendig for å fjerne både cyanobakterier og cyanotoksiner. Konvensjonelle vannbehandlingsmetoder som koagulering, sedimentering, filtrering og flotasjon vil kunne være tilstrekkelig for å rense vannet for cyanobakterier. Effektive metoder for fjerning av cyanotoksiner vil variere for de ulike toksintypene, men bruk av aktivt kull er vist å være effektiv for fjerning av cyanotoksinvariantene som er påvist i Norge.

10. Kunnskapsbehov

Det er mangelfulle data på forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i norske råvannskilder, da det pr. i dag ikke er noen krav om slik overvåking i henhold til drikkevannsforskriften. Spesielt er det lite kunnskap om forekomst av andre cyanotoksiner enn microcystiner. Det er behov for økt kunnskap om hvordan og i hvilken grad klimaendringer vil påvirke forekomsten av forskjellige slekter og arter av cyanobakterier, og deres toksinproduksjon.

For enkelte cyanotoksiner finnes et stort antall toksinvarianter, og det er behov for økt kunnskap om toksisiteten til hver og en av disse. I tillegg er det et behov for kunnskap om kombinasjonseffekter av de ulike cyanotoksinene. Det er også begrenset med kunnskap om betydningen av kronisk eksponering, og for enkelte cyanotoksiner så mangler det toksisitetsdata helt.

Det er behov for standardiserte analysemetoder for en rekke ulike cyanotoksiner og tilgang til flere standarder for de ulike cyanotoksinvariantene.

Tilgjengelig kunnskap om effektive vannbehandlingsmetoder for cyanotoksiner foreligger hovedsakelig for microcystiner. Det er behov for mer kunnskap om effektive vannbehandlingsmetoder for fjerning av saxitoksiner og anatoksiner som har blitt påvist i norske vannkilder.

11. Referanser

- Agrawal S.C. (2009) Factors affecting spore germination in algae - review. *Folia Microbiologica* 54:273–302. DOI: 10.1007/s12223-009-0047-0
- Aune T. (1997) Cyanotoksiner og edelkreps: toksinproduserende blågrønnalger i Steinsfjorden sommeren 1997. Rapport fra NVH og NIVA, Oslo.
- Aune T., Berg K. (1986) Use of freshly prepared rat hepatocytes to study toxicity of blooms of the blue-green algae *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria agardhii*. *Journal of Toxicology & Environmental Health* 19:325–36.
- AWWA (2015) A water utility manager's guide to cyanotoxins. American Water Works Association (AWWA) and Water Research Foundation (WRF). Denver, CO. Hentet fra: <https://www.awwa.org/Portals/0/AWWA/Government/WaterUtilityManagersGuideToCyanotoxins.pdf?ver=2018-12-13-101839-130>
- Babica P., Blaha L., Marsalek B. (2006) Exploring the natural role of microcystins - A review of effects on photoautotrophic organisms. *Journal of Phycology* 42:9–20.
- Ballot A. (2021) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2020. NIVA-rapport 7582-2021.
- Ballot A., Andersen E.E. (2020) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2019. NIVA-rapport 7542-2020.
- Ballot A., Cerasino L., Hostyeva V., Cirés S. (2016) Variability in the sxt gene clusters of PSP toxin producing *Aphanizomenon gracile* strains from Norway, Spain, Germany and North America. *PLoS ONE* 11: e0167552. DOI: 10.1371/journal.pone.0167552
- Baptista M.S., Vasconcelos M.T. (2006) Cyanobacteria metal interactions: Requirements, toxicity, and ecological implications. *Critical Reviews in Microbiology* 32:127–137. DOI: 10.1080/10408410600822934
- Berg K., Carmichael W.W., Skulberg O.M., Benestad C., Underdal B. (1987) Investigation of a toxic water-bloom of *Microcystis-aeruginosa* (cyanophyceae) in Lake Akersvatn, Norway. *Hydrobiologia* 144:97–103. DOI: 10.1007/BF00014522
- Berge D. (2014) Overvåking av Hillestadvannet og deler av Eikerenvassdraget i 2013. NIVA-rapport 6616-2014.
- Berge I. (2009) Cyanobakterier: vannkvalitet, forekomst og toksinproduksjon i Norsjø 2008 Høgskolen i Telemark. <http://hdl.handle.net/11250/2438916>
- Bhagowati B., Ahamad K.U. (2019) A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology* 19:155–166. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2018.03.002

- Bjørklund A., Johnsen G.H. (2007) Oppfølgende undersøkelser av innsjøer med tidligere vannblomst og giftproduserende blågrønnalger i Hordaland 2006. NIVA-rapport 5331-2007.
- Bjørndalen K., Andersen T., Borgvang S., Hobæk A., Kaasa B., Rohrlack T., Skjelbred B. (2006) Utredninger Vansjø - Kartlegging av vannkvaliteten i 2005. NIVA-rapport 5143-2006.
- Bjørndalen K., Andersen T., Færøvig P.J. (2007) Utredninger Vansjø - Kartlegging av vannkvalitet i 2006. NIVA-rapport 5331-2007.
- Boopathi T., Ki J.S. (2014) Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. *Toxins* 6:1951–1978. DOI: 10.3390/toxins6071951
- Bormans M., Marsalek B., Jancula D. (2016) Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology* 50:407–422. DOI: 10.1007/s10452-015-9564-x
- Bouaïcha N., Miles C.O., Beach D.G., Labidi Z., Djabri A., Benayache N.Y., Nguyen-Quang T. (2019) Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins. *Toxins* 11:714. DOI: 10.3390/toxins11120714
- Bradley W.G., Mash D.C. (2009) Beyond Guam: the cyanobacteria/BMAA hypothesis of the cause of ALS and other neurodegenerative diseases. *Amyotrophic Lateral Sclerosis* 10 Suppl 2: 7–20. DOI: 10.3109/17482960903286009
- Breirem T. (2005) Vannkvalitet, forekomst og toksisitet av cyanobakterier i Norsjø sommeren 2003 Hovedfagsoppgave ved Høgskolen i Telemark, Bø.
- Briand J.F., Leboulanger C., Humbert J.F., Bernard C., Dufour P. (2004) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: Selection, wide physiological tolerance, or global warming? *Journal Of Phycology* 40:231–238.
- Buratti F.M., Manganelli M., Vichi S., Stefanelli M., Scardala S., Testai E., Funari E. (2017) Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology* 91:1049–1130. DOI: 10.1007/s00204-016-1913-6
- Caller T.A., Doolin J.W., Haney J.F., Murby A.J., West K.G., Farrar H.E., Ball A., Harris B.T., Stommel E.W. (2009) A cluster of amyotrophic lateral sclerosis in New Hampshire: A possible role for toxic cyanobacteria blooms. *Amyotrophic Lateral Sclerosis* 10:101–108. DOI: 10.3109/17482960903278485
- Cao L., Massey I.Y., Feng H., Yang F. (2019) A review of cardiovascular toxicity of microcystins. *Toxins* 11:507. DOI: 10.3390/toxins11090507
- Capelli C., Ballot A., Cerasino L., Papini A., Salmaso N. (2017) Biogeography of bloom-forming microcystin producing and non-toxigenic populations of *Dolichospermum lemmermannii* (Cyanobacteria). *Harmful Algae* 67:1-12. DOI: 10.1016/j.hal.2017.05.004

- Carpenter S.R. (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 102:10002–10005. DOI: 10.1073/pnas.0503959102
- Cavet J.S., Borrelly G.P.M., Robinson N.J. (2003) Zn, Cu and Co in cyanobacteria: selective control of metal availability. *Fems Microbiology Reviews* 27:165–181. DOI: 10.1016/s0168-6445(03)00050-0
- Chen L., Chen J., Zhang X., Xie P. (2016) A review of reproductive toxicity of microcystins. *Journal of Hazardous Materials* 301:381–399. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.041
- Chen Y., Xu J., Li Y., Han X. (2011) Decline of sperm quality and testicular function in male mice during chronic low-dose exposure to microcystin-LR. *Reproductive Toxicology*, 31:551–557. DOI: 10.1016/j.reprotox.2011.02.006
- Chernoff N., Hill D.J., Diggs D.L., Faison B.D., Francis B.M., Lang J.R., Larue M.M., Le T.T., Loftin K.A., Lugo J.N., Schmid J.E., Winnik W.M. (2017) A critical review of the postulated role of the non-essential amino acid, beta-N-methylamino-L-alanine, in neurodegenerative disease in humans. *Journal of Toxicology & Environmental Health Part B: Critical Reviews* 20:1–47. DOI: 10.1080/10937404.2017.1297592
- Chorus I., Welker M. (Eds.). (2021) *Toxic cyanobacteria in water*, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton (FL), on behalf of the WHO, Geneva, CH. DOI: 10.1201/9781003081449
- Cirés S., Ballot A. (2016) A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae* 54:21–43. DOI: 10.1016/j.hal.2015.09.007
- Cirés S., Delgado A., Gonzalez-Pleiter M., Quesada A. (2017) Temperature influences the production and transport of saxitoxin and the expression of sxt genes in the cyanobacterium *Aphanizomenon gracile*. *Toxins* 9:16. DOI: 10.3390/toxins9100322
- Cox P.A., Banack S.A., Murch S.J., Rasmussen U., Tien G., Bidigare R.R., Metcalf J.S., Morrison L.F., Codd G.A., Bergman B. (2005) Diverse taxa of cyanobacteria produce β -N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 102:5074–5078. DOI: 10.1073/pnas.0501526102
- Cox P.A., Kostrzewa R.M., Guillemin G.J. (2018) BMAA and neurodegenerative illness. *Neurotoxicity Research* 33:178–183. DOI: 10.1007/s12640-017-9753-6
- de la Cruz A.A., Antoniou M.G., Hiskia A., Pelaez M., Song W.H., O'Shea K.E., He X.X., Dionysiou D.D. (2011) Can we effectively degrade microcystins? - Implications on human health. *Anti-Cancer Agents in Medicinal Chemistry* 11:19–37. DOI: 10.2174/187152011794941217
- Díez-Quijada L., Prieto A.I., Guzmán-Guillén R., Jos A., Cameán A.M. (2019) Occurrence and toxicity of microcystin congeners other than MC-LR and MC-RR: A review. *Food and Chemical Toxicology* 125:106–132. DOI: 10.1016/j.fct.2018.12.042

- Dixon M.B., Falconet C., Ho L., Chow C.W., O'Neill B.K., Newcombe G. (2010) Nanofiltration for the removal of algal metabolites and the effects of fouling. *Water Science and Technology* 61:1189–1199. DOI: 10.2166/wst.2010.903
- Douglas G.B., Hamilton D.P., Robb M.S., Pan G., Spears B.M., Lurling M. (2016) Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems. *Aquatic Ecology* 50:385–405. DOI: 10.1007/s10452-016-9575-2
- Drikkevannsforskriften. (FOR-2016-12-22-1868) Forskrift om vannforsyning og drikkevann. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>
- Edvardsen B. (2002a) Akersvatnet. Overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2001. NIVA-rapport 4521-2002.
- Edvardsen B. (2002b) Overvåking av toksinproduserende cyanobakterier i Steinsfjorden 2001: sammenfattende resultater fra 1997-2001. NIVA-rapport 4509-2002.
- EFSA (2009) Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European Commission on marine biotoxins in shellfish – Saxitoxin Group. *The EFSA Journal* 1019:1–76.
- EFSA, Maggiore A., Afonso A., Barrucci F., De Sanctis G. (2020) Climate change as a driver of emerging risks for food and feed safety, plant, animal health and nutritional quality. EFSA supporting publication EN-1881:146 pp. DOI: 10.2903/sp.efsa.2020.EN-1881
- EPA (2014) Cyanobacteria and cyanotoxins: Information for drinking water systems fact sheet. United States Environmental Protection Agency. EPA-810F11001. Hentet fra: www.epa.gov. https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-08/documents/cyanobacteria_factsheet.pdf
- EPA (2016) Water treatment optimization for cyanotoxins. United States Environmental Protection Agency. EPA 810-B-16-007. Hentet fra: www.epa.gov. https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-11/documents/water_treatment_optimization_for_cyanotoxins.pdf
- EU (2020) Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. Hentet fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184&from=EN>
- Facey J.A., Apte S.C., Mitrovic S.M. (2019) A review of the effect of trace metals on freshwater cyanobacterial growth and toxin production. *Toxins* 11:18. DOI: 10.3390/toxins11110643
- Fadel A., Atoui A., Lemaire B.J., Vincon-Leite B., Slim K. (2014) Dynamics of the toxin cylindrospermopsin and the cyanobacterium *Chrysochloris* (*Aphanizomenon*) *ovalisporum* in a Mediterranean eutrophic reservoir. *Toxins* 6:3041-3057. DOI: 10.3390/toxins6113041

- Falconer I., Bartram J., Chorus I., Kuiper-Goodman T., Utkilen H., M. B., G.A. C. (1999) Safe levels and safe practices, In: Chorus I. and Bartram J. (Eds.), Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management., WHO. pp. 22.
- Falconer I.R., Yeung D.S. (1992) Cytoskeletal changes in hepatocytes induced by *Microcystis* toxins and their relation to hyperphosphorylation of cell proteins. *Chemico-Biological Interactions* 81:181–96. DOI: 10.1016/0009-2797(92)90033-h
- Faruqi A., Henderson M., Henderson R.K., Stuetz R., Gladman B., McDowall B., Zamyadi A. (2018) Removal of algal taste and odour compounds by granular and biological activated carbon in full-scale water treatment plants. *Water Science and Technology-Water Supply* 18:1531–1544. DOI: 10.2166/ws.2018.001
- Fawell J.K., Mitchell R.E., Everett D.J., Hill R.E. (1999a) The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I microcystin-LR. *Human and Experimental Toxicology* 18:162–167. DOI: 10.1177/096032719901800305
- Fawell J.K., Mitchell R.E., Hill R.E., Everett D.J. (1999b) The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: II anatoxin-a. *Human and Experimental Toxicology* 18:168–173. DOI: 10.1177/096032719901800306
- Fu B.H., Merritt W.S., Croke B.F.W., Weber T.R., Jakeman A.J. (2019) A review of catchment-scale water quality and erosion models and a synthesis of future prospects. *Environmental Modelling & Software* 114:75–97. DOI: 10.1016/j.envsoft.2018.12.008
- Faassen E.J. (2014) Presence of the neurotoxin BMAA in aquatic ecosystems: what do we really know? *Toxins* 6:1109–1138. DOI: 10.3390/toxins6031109
- Ger K.A., Hansson L.A., Lurling M. (2014) Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology* 59:1783–1798. DOI: 10.1111/fwb.12393
- Gerphagnon M., Macarthur D.J., Latour D., Gachon C.M.M., Van Ogtrop F., Gleason F.H., Sime-Ngando T. (2015) Microbial players involved in the decline of filamentous and colonial cyanobacterial blooms with a focus on fungal parasitism. *Environmental Microbiology* 17:2573–2587. DOI: 10.1111/1462-2920.12860
- Ghernaout B., Ghernaout D., Saiba A. (2010) Algae and cyanotoxins removal by coagulation/flocculation: A review. *Desalination and Water Treatment* 20:133–143. DOI: 10.5004/dwt.2010.1202
- Gijsbertsen-Abrahamse A.J., Schmidt W., Chorus I., Heijman S.G.J. (2006) Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. *Journal of Membrane Science* 276:252–259. DOI: 10.1016/j.memsci.2005.09.053
- Gjølme N., Krogh T., Utkilen H. (2010) Cyanobakterier (blågrønnalger) - oppblomstring og toksinproduksjon, FHI-rapport 2010:4. pp. 58.

- Gobler C.J., Burkholder J.M., Davis T.W., Harke M.J., Johengen T., Stow C.A., Van de Waal D.B. (2016) The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* 54:87–97. DOI: 10.1016/j.hal.2016.01.010
- Gomes M.P., Garcia Q.S., Barreto L.C., Pimenta L.P.S., Matheus M.T., Figueredo C.C. (2017) Allelopathy: An overview from micro- to macroscopic organisms, from cells to environments, and the perspectives in a climate-changing world. *Biologia* 72:113-129. DOI: 10.1515/biolog-2017-00019
- Gumbo R.J., Ross G., Cloete E.T. (2008) Biological control of *Microcystis* dominated harmful algal blooms. *African Journal of Biotechnology* 7:4765–4773.
- Gächter R., Müller B. (2003) Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* 48:929–933. DOI: org/10.4319/lo.2003.48.2.0929
- Hagman C. (2014) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2013. NIVA-rapport 6615-2014.
- Hagman C.H.C. (2015) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2014. NIVA-rapport 6778-2015.
- Hagman C.H.C. (2016) Miljøtilstand i Aurevann, Trehørningsvassdraget og Søndre Heggelivann 2015 med fokus på cyanobakterier og luktproblemer NIVA-rapport 7008-2016.
- Halstvedt C.B., Rohrlack T., Andersen T., Skulberg O., Edvardsen B. (2007) Seasonal dynamics and depth distribution of *Planktothrix* spp. in Lake Steinsfjorden (Norway) related to environmental factors. *Journal of Plankton Research* 29:471–482. DOI: 10.1093/plankt/fbm036
- Halstvedt C.B., Rohrlack T., Ptacnik R., Edvardsen B. (2008) On the effect of abiotic environmental factors on production of bioactive oligopeptides in field populations of *Planktothrix* spp. (Cyanobacteria). *Journal of Plankton Research* 30:607-617. DOI: 10.1093/plankt/fbn025
- Hamilton D.P., Salmaso N., Paerl H.W. (2016) Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquatic Ecology* 50:351–366. DOI: 10.1007/s10452-016-9594-z
- Handeland K., Østensvik Ø. (2010) Microcystin poisoning in roe deer (*Capreolus capreolus*). *Toxicon* 56:1076–1078. DOI: 10.1016/j.toxicon.2010.06.023
- 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: kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert 2015, Norsk klimaservicesenter, Oslo. NCCS report 2/2015.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m406/m406.pdf>
- Hanssen-Bauer I., Drange H., Førland E.J., Roald L.A., Børsheim K.Y., Hisdal H., Lawrence D., Nesje A., Sandven S., Sorteberg A., Sundby S., Vasskog K., Ådlandsvik B. (2009)

- Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU klimatilpasning, Norsk klimasenter, september 2009, Oslo.
- Harada K.I., Tsuji K., Watanabe M.F., Kondo F. (1996) Stability of microcystins from cyanobacteria—III. Effect of pH and temperature. *Phycologia* 35:83–88. DOI: 10.2216/i0031-8884-35-6S-83.1
- Harke M.J., Steffen M.M., Gobler C.J., Otten T.G., Wilhelm S.W., Wood S.A., Paerl H.W. (2016) A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae* 54:4–20. DOI: 10.1016/j.hal.2015.12.007
- Haugan B.E., Skulberg O., Underdal B. (1982) Giftige alger i drikkevannsforsyninger-noen holdepunkter om praktiske tiltak. NIVA-rapport 1423.
- He X., Liu Y.L., Conklin A., Westrick J., Weavers L.K., Dionysiou D.D., Lenhart J.J., Mouser P.J., Szlag D., Walker H.W. (2016) Toxic cyanobacteria and drinking water: impacts, detection, and treatment. *Harmful Algae* 54:174–193. DOI: 10.1016/j.hal.2016.01.001
- Health Canada. (2017) Guidelines for Canadian drinking water quality: guideline technical document — cyanobacterial toxins., Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Ottawa, Ontario, Canada.
- Herrero A., Flores E. (2019) Genetic responses to carbon and nitrogen availability in *Anabaena*. *Environmental Microbiology* 21:1–17. DOI: 10.1111/1462-2920.14370
- Hinojosa M.G., Gutierrez-Praena D., Prieto A.I., Guzman-Guillen R., Jos A., Camean A.M. (2019) Neurotoxicity induced by microcystins and cylindrospermopsin: a review. *Science of the Total Environment* 668:547–565. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.426
- Hiskia A.E., Triantis T.M., Antoniou M.G., Kaloudis T., Dionysiou D.D. (2020) Water treatment for purification from cyanobacteria and cyanotoxins, John Wiley and Sons.
- Ho L., Lambling P., Bustamante H., Duker P., Newcombe G. (2011) Application of powdered activated carbon for the adsorption of cylindrospermopsin and microcystin toxins from drinking water supplies. *Water Research* 45:2954-2964. DOI: 10.1016/j.watres.2011.03.014
- Ho L., Tanis-Plant P., Kayal N., Slyman N., Newcombe G. (2009) Optimising water treatment practices for the removal of *Anabaena circinalis* and its associated metabolites, geosmin and saxitoxins. *Journal of Water and Health* 7:544–556. DOI: 10.2166/wh.2009.075
- Holland A., Kinnear S. (2013) Interpreting the possible ecological role(s) of cyanotoxins: compounds for competitive advantage and/or physiological aide? *Marine Drugs* 11:2239–2258. DOI: 10.3390/md11072239
- Holtan H. (1964) Undersøkelse av Lyseren ved inntaksstedet for Spydeberg Vannforsyning. NIVA-rapport 23/62.

- Hovedplan Vannforsyning Longyearbyen 2012–2021. Høringsutkast. Longyearbyen Lokalstyre Bedrift KF, Multiconsult. . pp. 1–57. <https://docplayer.me/9547149-Hovedplan-vann-2012-2022.html>
- Haaland M.B., Solberg I.M., Øverås J. (1983) Forgiftning av sau og storfe med blågrønnalger. Norsk Veterinærtidsskrift 95:171–173.
- Haande S. (2020) Enkel rapport for overvåkning av Steinsfjorden 2019. 16 s. Notat. NIVA.
- Haande S., Hostyeva V., Skogan O.A.S. (2016) Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2015 med hovedvekt på resultater fra sesongen 2015. Sammendragsrapport. NIVA-rapport 7025-2016.
- IARC (2010) Ingested nitrate and nitrite, and cyanobacterial peptide toxins. WHO, International Agency for Research on Cancer: Lyon, France, 2010; Vol. 94. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK326544/pdf/Bookshelf_NBK326544.pdf
- Ibelings B.W., Backer L.C., Kardinaal W.E.A., Chorus I. (2014) Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. Harmful Algae 40:63-74. DOI: 10.1016/j.hal.2014.10.002
- Ibelings B.W., Fastner J., Bormans M., Visser P.M. (2016) Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control: Editorial to a CYANOCOST Special Issue. Aquatic Ecology 50:327–331. DOI: 10.1007/s10452-016-9595-y
- Jaskulska A., Mankiewicz-Boczek J. (2020) Cyanophages specific to cyanobacteria from the genus *Microcystis*. Ecohydrology & Hydrobiology 20:83–90. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2019.06.001
- Jeppesen E., Kronvang B., Olesen J.E., Audet J., Sondergaard M., Hoffmann C.C., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Larsen S.E., Beklioglu M., Meerhoff M., Ozen A., Ozkan K. (2011) Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. Hydrobiologia 663:1–21. DOI: 10.1007/s10750-010-0547-6
- Johansen A. (2014) Vannkvalitet og forekomst av cyanobakterier i Akersvannet, Goksjø og Norsjø 2013. Høgskolen i Telemark, Bø i Telemark.
- JRC Technical Report (2021) Cyanotoxins: Methods. Hentet fra <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/cyanotoxins-methods-and-approaches-their-analysis-and-detection>
- Jüttner F., Watson S.B. (2007) Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. Applied and Environmental Microbiology 73:4395–4406. DOI: 10.1128/aem.02250-06
- Kaebernick M., Neilan B.A. (2001) Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. Fems Microbiology Ecology 35:1–9. DOI: 10.1016/S0168-6496(00)00093-3

- Kaplan-Levy R.N., Hadas O., Summers M.L., Rücker J., Sukenik A. (2010) Akinetes: dormant cells of cyanobacteria., In: E. Lubzens, et al. (Eds.), Dormancy and resistance in harsh environments. Topics in Current Genetics, Springer Berlin, Heidelberg.
- Kile M.R., Hagman C., Hedlund C. (2017) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2017. NIVA-rapport 7222-2017.
- Kile M.R., Hostyeva V. (2017) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2016. NIVA-rapport 7105-2017.
- Kim C., Lee S.I., Hwang S., Cho M., Kim H.-S., Noh S.H. (2014) Removal of geosmin and 2-methylisoborneol (2-MIB) by membrane system combined with powdered activated carbon (PAC) for drinking water treatment. Journal of Water Process Engineering 4:91–98. DOI: 10.1016/j.jwpe.2014.09.006
- Kjellberg G. (1985) Overvåking av mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer til situasjonen 1976–1984. NIVA-rapport 1759-1985.
- Kjellstrøm-Hoel K. (2016) Harmful cyanobacteria and its toxic metabolites microcystin and saxitoxin in freshwater lakes of Southeast Norway. University College of Southeast Norway. Hentet fra: <http://hdl.handle.net/11250/2455560>
- Kleinteich J., Puddick J., Wood S.A., Hildebrand F., Laughinghouse H.D., Pearce D.A., Dietrich D.R., Wilmotte A. (2018) Toxic cyanobacteria in Svalbard: chemical diversity of microcystins detected using a liquid chromatography mass spectrometry precursor ion screening method. Toxins 10:147. DOI: org/10.3390/toxins10040147
- Kranzler C., Rudolf M., Keren N., Schleiff E. (2013) Iron in cyanobacteria. In: F. Chauvat and C. CassierChauvat (Eds.), Genomics of cyanobacteria, Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd, London. pp. 57–105.
- Kurmayer R., Christiansen G., Fastner J., Börner T. (2004) Abundance of active and inactive microcystin genotypes in populations of the toxic cyanobacterium *Planktothrix spp.* Environmental Microbiology. 6:831–841.
- Kurmayer R., Sivonen K., Wilmotte A., Salmaso N. (2017) Molecular tools for the detection and quantification of toxigenic cyanobacteria. John Wiley & Sons, Inc: Hoboken, New Jersey, 2017.
- Leflaive J., Ten-Hage L. (2007) Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. Freshwater Biology 52:199–214. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01689.x
- Lemaire V., Brusciotti S., van Gremberghe I., Vyverman W., Vanoverbeke J., De Meester L. (2012) Genotype genotype interactions between the toxic cyanobacterium *Microcystis* and its grazer, the waterflea *Daphnia*. Evolutionary Applications 5:168–182. DOI: 10.1111/j.1752-4571.2011.00225.x
- Lewis W.M., Wurtsbaugh W.A., Paerl H.W. (2011) Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. Environmental Science & Technology 45:10300–10305. DOI: 10.1021/es202401p

- Li X., Li Y., Li G.J. (2020) A scientometric review of the research on the impacts of climate change on water quality during 1998–2018. *Environmental Science and Pollution Research* 27:14322–14341. DOI: 10.1007/s11356-020-08176-7
- Li Y., Sheng J., Sha J., Han X. (2008) The toxic effects of microcystin-LR on the reproductive system of male rats *in vivo* and *in vitro*. *Reproductive Toxicology*, 26, 239–45. DOI: 10.1016/j.reprotox.2008.09.004
- Lindholm M. (2010a) Overvåking av Lyseren 2009. NIVA-rapport 5889-2009.
- Lindholm M. (2010b) Overvåking av Lyseren 2010. NIVA-rapport 6068-2010.
- Lindholm M. (2010c) Overvåking av Vestvannet og Borredalsdammen i Østfold, 2009. NIVA-rapport 5905-2010.
- Liu Y., Chen W., Li D., Huang Z., Shen Y., Liu Y. (2011) Cyanobacteria-/cyanotoxin-contaminations and eutrophication status before Wuxi drinking water crisis in Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences* 23:575–581. DOI: 10.1016/S1001-0742(10)60450-0
- Livsmiddelverket. (2018) Handbok Dricksvattenrisiker. Cyanotoksiner i dricksvatten. Serien for dricksvattenrisiker. Livsmiddelverket ISSN 1104-7089. 38 s. Hentet fra: <https://www.livsmiddelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2018/2018-handbok-dricksvattenrisiker-cyanotoksiner-i-dricksvatten.pdf?AspxAutoDetectCookieSupport=1>
- Loganathan K. (2017) Ozone-based advanced oxidation processes for the removal of harmful algal bloom (HAB) toxins: a review. *Desalination and Water Treatment* 59:65–71. DOI: 10.5004/dwt.2016.0346
- Lunde T.S., Koch E. (2010) Cyanobakterier og vannkvalitet i Åsrumvannet 2009: Toksinanalyser og genetiske studier. Høgskolen i Telemark, Bø. <https://hdl.handle.net/11250/2673070>
- Lüring M., Waajen G., Domis L.N.D. (2016) Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquatic Ecology* 50:499–519. DOI: 10.1007/s10452-015-9563-y
- Løvik J., Romstad R. (2007) Overvåking av vann og vassdrag i Randsfjordens nedbørfelt. Årsrapport for 2006. NIVA-rapport 5395-2007.
- Mackintosh C., Beattie K.A., Klumpp S., Cohen P., Codd G.A. (1990) Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters* 264:187–92. DOI: 10.1016/0014-5793(90)80245-e
- Mallia V., Ivanova L., Eriksen G.S., Harper E., Connolly L., Uhlig S. (2020) Investigation of *in vitro* endocrine activities of *Microcystis* and *Planktothrix* cyanobacterial strains. *Toxins* 12. DOI: 10.3390/toxins12040228

- Mantzouki E., Lurling M., Fastner J., de Senerpont Domis L., Wilk-Wozniak E., *et al.* (2018) Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. *Toxins* 10. DOI: 10.3390/toxins10040156
- Martin C., Codd G.A., Siegelman H.W., Weckesser J. (1989) Lipopolysaccharides and polysaccharides of the cell envelope of toxic *Microcystis aeruginosa* strains. *Archives of Microbiology* 152:90–94. DOI: 10.1007/BF00447017
- Masseret E., Banack S., Boumédiène F., Abadie E., Brient L., Pernet F., Juntas-Morales R., Pageot N., Metcalf J., Cox P., Camu W. (2013) Dietary BMAA exposure in an amyotrophic lateral sclerosis cluster from southern France. *PLoS ONE* 8: e83406. DOI: 10.1371/journal.pone.0083406
- Massey I.Y., Wu P., Wei J., Luo J., Ding P., Wei H., Yang F. (2020) A mini-review on detection methods of microcystins. *Toxins* 12:641. DOI: 10.3390/toxins12100641
- Matthijs H.C.P., Jancula D., Visser P.M., Marsalek B. (2016) Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquatic Ecology* 50:443–460. DOI: 10.1007/s10452-016-9577-0
- Mattilsynet (2019) Status for drikkevanns-området i landets kommuner. Hentet fra: https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/opplysninger_om_vannforsyningssystemer/status_for_drikkevannsomraadet_i_landets_kommuner.36692
- Mattilsynet (2021) Status for drikkevanns-området i landets kommuner. Hentet fra: https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/beredskap_for_drikkevann/reviivering_av_drikkevannsforskriften.42639
- Merel S., Walker D., Chicana R., Snyder S., Baures E., Thomas O. (2013) State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International* 59:303–327. DOI: 10.1016/j.envint.2013.06.013
- Meriluoto J., Spoof L., Codd G.A. (2017) Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis. John Wiley & Sons.
- Mikalsen B., Boison G., Skulberg O.M., Fastner J., Davies W., Gabrielsen T.M., Rudi K., Jakobsen K.S. (2003) Natural variation in the microcystin synthetase operon *mcyABC* and impact on microcystin production in *Microcystis* strains. *Journal of Bacteriology* 185:2774–2785.
- Miles C.O., Sandvik M., Haande S., Nonga H., Ballot A. (2013) LC-MS analysis with thiol derivatization to differentiate [Dhb⁷]- from [Mdha⁷]-microcystins: analysis of cyanobacterial blooms, *Planktothrix* cultures and European crayfish from Lake Steinsfjorden, Norway. *Environmental Science & Technology* 47:4080–4087. DOI: 10.1021/es305202p
- Miller T.R., Beversdorf L.J., Weirich C.A., Bartlett S.L. (2017) Cyanobacterial toxins of the Laurentian Great Lakes, their toxicological effects, and numerical limits in drinking water. *Marine Drugs* 15:160. DOI: 10.3390/md15060160

- Miller T.R., Xiong A., Deeds J.R., Stutts W.L., Samdal I.A., Løvberg K.E., Miles C.O. (2020) Microcystin toxins at potentially hazardous levels in algal dietary supplements revealed by a combination of bioassay, immunoassay, and mass spectrometric methods. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 68:8016–8025. DOI: 10.1021/acs.jafc.0c02024
- Millie D.F., Fahnenstiel G.L., Bressie J.D., Pigg R.J., Rediske R.R., Klarer D.M., Tester P.A., Litaker R.W. (2009) Late-summer phytoplankton in western Lake Erie (Laurentian Great Lakes): bloom distributions, toxicity, and environmental influences. *Aquatic Ecology* 43:915–934. DOI: 10.1007/s10452-009-9238-7
- Ministry of Health. (2018) Drinking-water standards for New Zealand 2005 (revised 2018). Ministry of Health, Wellington. pp. 128. Hentet fra: <https://www.health.govt.nz/publication/drinking-water-standards-new-zealand-2005-revised-2018>
- Molversmyr Å., Gabrielsen S.E., Postler C., Hereid S., Våge K. (2020) Overvåking av innsjøer og elver i Jæren vannområde 2019. NORCE-rapport Miljø 3-2020.
- Morris H.R., Al-Sarraj S., Schwab C., Gwinn-Hardy K., Perez-Tur J., Wood N.W., Hardy J., Lees A.J., McGeer P.L., Daniel S.E., Steele J.C. (2001) A clinical and pathological study of motor neurone disease on Guam. *Brain* 124:2215–2222. DOI: 10.1093/brain/124.11.2215
- Moss B. (2012) Cogs in the endless machine: Lakes, climate change and nutrient cycles: a review. *Science of the Total Environment* 434:130–142. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.07.069
- Munday R., Thomas K., Gibbs R., Murphy C., Quilliam M.A. (2013) Acute toxicities of saxitoxin, neosaxitoxin, decarbamoyl saxitoxin and gonyautoxins 1&4 and 2&3 to mice by various routes of administration. *Toxicol* 76:77–83. DOI: 10.1016/j.toxicol.2013.09.013
- Murch S.J., Cox P.A., Banack S.A. (2004a) A mechanism for slow release of biomagnified cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease in Guam. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 101:12228–12231. DOI: 10.1073/pnas.0404926101
- Murch S.J., Cox P.A., Banack S.A., Steele J.C., Sacks O.W. (2004b) Occurrence of β -methylamino-L-alanine (BMAA) in ALS/PDC patients from Guam. *Acta Neurologica Scandinavica* 110:267–269. DOI: 10.1111/j.1600-0404.2004.00320.x
- Neilan B.A., Pearson L.A., Muenchhoff J., Moffitt M.C., Dittmann E. (2013) Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environmental Microbiology* 15:1239–1253. DOI: 10.1111/j.1462-2920.2012.02729.x
- Ngatia L., Taylor R. (2018) Phosphorus eutrophication and mitigation strategies - Recovery and Recycling, Tao Zhang, Phosphorus-Recovery and Recycling, IntechOpen. DOI: 10.5772/intechopen.79173
- NORCCA (2021) The Norwegian Culture Collection of Algae. Hentet fra: <https://niva-cca.no>

- NS-EN 15204:2006. Vannundersøkelse – Veiledning for kvantifisering av planteplankton ved bruk av omvendt mikroskop (Utermöhls metode). Standard Norge. 1 (2006-12-01) 48s. Hentet fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=218667>
- NS-EN 16695:2015. Vannundersøkelse – Veiledning for estimering av biovolum for mikroalger. Standard Norge. 1 (2015-12-01) 104s. Hentet fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=790395>
- Nunes-Costa D., Magalhaes J.D., M G.F., es, Cardoso S.M., Empadinhas N. (2020) Microbial BMAA and the pathway for Parkinson's disease neurodegeneration. *Frontiers in Aging Neuroscience* 12. DOI: 10.3389/fnagi.2020.00026
- Oftedal L., Skjærven K.H., Coyne R.T., Edvardsen B., Rohrlack T., Skulberg O.M., Døskeland S.O., Herfindal L. (2011) The apoptosis-inducing activity towards leukemia and lymphoma cells in a cyanobacterial culture collection is not associated with mouse bioassay toxicity. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 38:489-501. DOI: 10.1007/s10295-010-0791-9
- OPCW (2021) Annex on chemicals. Schedule 1. Hentet fra: <https://www.opcw.org/chemical-weapons-convention/annexes/annex-chemicals/schedule-1>
- Oredalen T.J. (2002a) Akersvatnet: overvåking av vannkvalitet og toksinproduserende cyanobakterier i 2002. NIVA-rapport 4605-2002.
- Oredalen T.J. (2002b) Enkel overvåking av Bergesvatnet, Bømlo kommune 2002. NIVA-rapport 4596-2002.
- Oredalen T.J., Brettum P., Løvik J., Mortensen T. (2003) Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet m/tilløpsbekker 1972–2002 og resultater fra sesongen 2002. NIVA-rapport 4682-2003.
- Ouzzani M., Hammady H., Fedorowicz Z., Elmagarmid A. (2016) Rayyan—a web and mobile app for systematic reviews. *Systematic Reviews* 5:210. DOI: 10.1186/s13643-016-0384-4
- Paerl H.W., Huisman J. (2009) Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1:27–37. DOI: 10.1111/j.1758-2229.2008.00004.x
- Paerl H.W., Otten T.G. (2013) Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology* 65:995–1010. DOI: 10.1007/s00248-012-0159-y
- Paerl H.W., Otten T.G. (2016) Duelling 'CyanoHABs': unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N₂-fixing harmful cyanobacteria. *Environmental Microbiology* 18:316–324. DOI: 10.1111/1462-2920.13035

- Paerl H.W., Paul V.J. (2012) Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46:1349–1363. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.002
- Pauly B. (2009) Verbreitung und management von toxischen cyanobakterien in Norwegen., Fachhochschule Bingen (University of Applied Sciences), Bingen, Germany. pp. 87.
- Pearson L.A., Moffitt M.C., Ginn H.P., Neilan B.A. (2008) The molecular genetics and regulation of cyanobacterial peptide hepatotoxin biosynthesis. *Critical Reviews in Toxicology* 38:847–856. DOI: 10.1080/10408440802291513
- Pelley J. (2016) Taming toxic algae blooms. *ACS Central Science* 2: 270–273. DOI: 10.1021/acscentsci.6b00129
- Qin B., Zhu G., Gao G., Zhang Y., Li W., Paerl H.W., Carmichael W.W. (2010) A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management* 45:105–112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6
- Ramakrishnan B., Megharaj M., Venkateswarlu K., Naidu R., Sethunathan N. (2010) The impacts of environmental pollutants on microalgae and cyanobacteria. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 40:699–821. DOI: 10.1080/10643380802471068
- Rastogi R.P., Sinha R.P., Incharoensakdi A. (2014) The cyanotoxin-microcystins: current overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 13:215–249. DOI: 10.1007/s11157-014-9334-6
- Reichwaldt E.S., Ghadouani A. (2012) Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research* 46:1372–1393. DOI: 10.1016/j.watres.2011.11.052
- Robertson D.M., Diebel M.W. (2020) Importance of accurately quantifying internal loading in developing phosphorus reduction strategies for a chain of shallow lakes. *Lake and Reservoir Management* 36:391–411. DOI: 10.1080/10402381.2020.1783727
- Rohrlack T., Edvardsen B., Skulberg R., Halstvedt C.B., Utkilen H.C., Ptacnik R., Skulberg O.M. (2008) Oligopeptide chemotypes of the toxic freshwater cyanobacterium *Planktothrix* can form subpopulations with dissimilar ecological traits. *Limnology and Oceanography* 53:1279–1293.
- Rohrlack T., Haande S., Molversmyr A., Kyle M. (2015) Environmental conditions determine the course and outcome of phytoplankton chytridiomycosis. *PLoS ONE* 10: e0145559. DOI: 10.1371/journal.pone.0145559
- Rohrlack T., Lindholm M. (2007) Övervakning av Lyseren 2007. NIVA-rapport 5523-2007.
- Rohrlack T., Skulberg R., Skulberg O.M. (2009) Distribution of oligopeptide chemotypes of the cyanobacterium *Planktothrix* and their persistence in selected lakes in Fennoscandia (1). *Journal of Phycology* 45:1259–1265. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2009.00757.x

- Romarheim A.T., Riise G., Andersen T., Rohrlack T., Krogstad T. (2012) Disentangling the effect of physical and chemical factors on phytoplankton dynamics in a highly eutrophic and turbid lake. NMBU, Ås. Hentet fra: <http://hdl.handle.net/11250/2448655>
- Rundberget T., Gustad E., Samdal I.A., Sandvik M., Miles C.O. (2009) A convenient and cost-effective method for monitoring marine algal toxins with passive samplers. *Toxicon* 53:543–550. DOI: 10.1016/j.toxicon.2009.01.010
- Sabel C.E., Boyle P.J., Löytönen M., Gatrell A.C., Jokelainen M., Flowerdew R., Maasilta P. (2003) Spatial clustering of amyotrophic lateral sclerosis in Finland at place of birth and place of death. *American Journal of Epidemiology* 157:898–905. DOI: 10.1093/aje/kwg090
- Samdal I.A., Strand D.A., Ballot A., Rusch J.C., Haande S., Løvberg K.L.E., Miles C.O., Vrålstad T. (2020) Microcystins in European noble crayfish *Astacus astacus* in Lake Steinsfjorden, a *Planktothrix*-dominated lake. *Toxins* 12:298. DOI: 10.3390/toxins12050298
- Sanz-Luque E., Bhaya D., Grossman A.R. (2020) Polyphosphate: a multifunctional metabolite in cyanobacteria and algae. *Frontiers in Plant Science* 11:21. DOI: 10.3389/fpls.2020.00938
- Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P., Parker B.R., Paterson M.J., Beaty K.G., Lyng M., Kasian S.E.M. (2008) Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 105:11254–11258. DOI: 10.1073/pnas.0805108105
- Scholz S.N., Esterhuizen-Londt M., Pflugmacher S. (2017) Rise of toxic cyanobacterial blooms in temperate freshwater lakes: causes, correlations and possible countermeasures. *Toxicological and Environmental Chemistry* 99:543–577. DOI: 10.1080/02772248.2016.1269332
- Shams S., Capelli C., Cerasino L., Ballot A., Dietrich D.R., Sivonen K., Salmaso N. (2015) Anatoxin-a producing *Tychonema* (Cyanobacteria) in European waterbodies. *Water Research* 69:68–79. DOI: 10.1016/j.watres.2014.11.006
- Shi H., Ding J., Timmons T., Adams C. (2012) pH effects on the adsorption of saxitoxin by powdered activated carbon. *Harmful Algae* 19:61–67. DOI: 10.1016/j.hal.2012.05.008
- Sime-Ngando T. (2012) Phytoplankton chytridiomycosis: fungal parasites of phytoplankton and their imprints on the food web dynamics. *Frontiers in Microbiology* 3:13. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00361
- Skarbøvik E., Haande S., Bechmann M., Skjelbred B. (2018) Vannovervåking i Morsa 2017. Innsjøer, elver og bekker; november 2016–oktober 2017. NIBIO rapport 4/37/2018.

- Skarbøvik E., Haande S., Bechmann M., Skjelbred B. (2021) Vannovervåking i Morsa 2020. Innsjøer, elver og bekker, november 2019–oktober 2020. NIBIO rapport 7/57/2021: 56 s+7 s vedlegg.
- Skarbøvik E., Rohrlack T., Haande S., Bechmann M. (2009) Overvåking Vansjø/Morsa 2008. Resultater fra overvåkingen i perioden oktober 2007 til oktober 2008. Bioforsk Rapport 4 (13) 2009, 108s.
- Skjelbred B. (2016) Overvåking av eutrofisituasjonen i Eikerenvassdragets innsjøer 1974-2015. NIVA-rapport 7097-2016.
- Skulberg O.M. (1979) Giftvirkninger av blågrønnalger: første tilfelle av *Microcystis*-forgiftning registrert i Norge, Temarapport 4, NIVA. pp. 42.
- Skulberg O. (1985) Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1984. NIVA-rapport 1716-1985.
- Skulberg O. (1994a) Akersvannet. Hydrobiologisk vannkvalitet og kontrollert utskiftning av vannmasser. Observasjoner 1992 og 1993. NIVA-rapport 3007-1994.
- Skulberg O. (1994b) Vannblomst / giftige blågrønnalger i Møre og Romsdal : undersøkelser i 1993. NIVA-rapport 3124-1994, Oslo.
- Skulberg O. (1995) Vannblomst/giftige blågrønnalger i Møre og Romsdal. Undersøkelser i 1994. NIVA-rapport 3318-1995.
- Skulberg O. (1996) Vannblomst/giftige blågrønnalger i Møre og Romsdal. Undersøkelser i 1995. NIVA-rapport 3513-1996.
- Skulberg O. (1998a) Akersvatnet. Hydrobiologisk vannkvalitet. Observasjoner 1997. NIVA-rapport 3785-1998.
- Skulberg O. (1998b) Steinsfjorden - Toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1997. NIVA-rapport 3901-1998.
- Skulberg O. (1999) Steinsfjorden - Toksinproduserende blågrønnalger. Observasjoner 1998. NIVA-rapport 3964-1999.
- Skulberg O., Berglind L., Kjellberg G., R. S. (1983) Vannkvalitetspåvirkning av Mjøsa-Glåma-systemet med lukt- og smaksstoffer 1983. NIVA-rapport 1658-1983.
- Skulberg O., Berglind L., Underdal B. (1986) Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1985. NIVA-rapport 1830-1986.
- Skulberg O., Kotai J., Skulberg R. (1989a) Blågrønnalger: vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold: resultater fra undersøkelser i 1987 og 1988 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). NIVA-rapport 2264-1989.
- Skulberg O., Kotai J., Skulberg R. (1989b) Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold: undersøkelser utført i 1987 og 1988. NIVA-rapport 2254-1989.

- Skulberg O., Underdal B. (1983) Vannblomst med giftige blågrønnalger - undersøkelser i Rogaland 1982. Oversikt. Resultater. Erfaringer. NIVA-rapport 1528-1983.
- Skulberg O.M. (1972) Blågrønnalger i norske vannforekomster, mulige konsekvenser av sunnhetsmessig betydning for mennesker og dyr., Tidsskrift for Den Norske Legeforening. 92: 851–854.
- Skulberg O.M. (1980) Blue-green algae in Lake Mjøsa and other Norwegian lakes. Eutrophication of deep lakes. Proceedings of Seminar on Eutrophication of Deep Lakes. pp. 121–140.
- Skulberg O.M., Skulberg R., Carmichael W.W., Andersen R.A., Matsunaga S., Moore R.E. (1992) Investigations of a neurotoxic oscillatorial strain (Cyanophyceae) and its toxin. Isolation and characterization of homoanatoxin-a. Environmental Toxicology and Chemistry 11:321–329. DOI: 10.1002/etc.5620110306
- Skulberg O.M., Underdal B., Utkilen H. (1995) Toxic waterblooms with cyanophytes in Norway - current knowledge. Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie 75:279–289. DOI: 10.1127/algol_stud/75/1995/279
- Solheim A.L., Thrane J.-E., Skjelbred B., Kile M.R., Håll J.P., Økelsrud A., Selvik J.R. (2020) Miljøtilstanden i Mjøsa med tilløpselver 2019. NIVA-rapport 7483-2020.
- Spencer P.S., Hugon J., Ludolph A., Nunn P.B., Ross S.M., Roy D.N., Schaumburg H.H. (1987) Discovery and partial characterization of primate motor-system toxins. Ciba Foundation symposium 126:221–38. DOI: 10.1002/9780470513422.ch14
- SSB (2021) Kommunal vannforsyning (KOSTRA). Innhentet fra www.ssb.no. [Internett] 2021. Tall fra 2019. Publisert 1. juli 2020. https://www.ssb.no/vann_kostr
- Strand D. (2017) Overvåkning av Haldenvassdraget 2016. 25 s. Notat. NIVA.
- Stroom J.M., Kardinaal W.E.A. (2016) How to combat cyanobacterial blooms: strategy toward preventive lake restoration and reactive control measures. Aquatic Ecology 50:541–576. DOI: 10.1007/s10452-016-9593-0
- Sukenik A., Hadas O., Kaplan A., Quesada A. (2012) Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes - Physiological, regional and global driving forces. Frontiers in Microbiology 3:86. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00086.
- Svirčev Z., Lalić D., Savić G.B., Tokodi N., Backović D.D., Chen L., Meriluoto J., Codd G.A. (2019) Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. Archives of Toxicology 93:2429–2481. DOI: 10.1007/s00204-019-02524-4
- Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506:135–145. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd

- Sønstebø J.H., Rohrlack T. (2011) Possible implications of Chytrid parasitism for population subdivision in freshwater cyanobacteria of the genus *Planktothrix*. *Applied and Environmental Microbiology* 77:1344–1351. DOI: 10.1128/aem.02153-10
- Tan X., Kong F.X., Cao H.S., Yu Y., Zhang M. (2008) Recruitment of bloom-forming cyanobacteria and its driving factors. *African Journal of Biotechnology* 7:4726–4731.
- Teixeira M.R., Rosa M.J. (2005) Microcystins removal by nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology* 46:192–201. DOI: 10.1016/j.seppur.2005.05.013
- Testai E., Buratti F.M., Funari E., Manganelli M., Vichi S., Arnich N., Bire R., Fessard V., Sialehaamo A. (2016) Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. EFSA supporting publication 2016:EN-998. 309 pp. DOI: 10.2903/sp.efsa.2016.EN-998
- Torbick N., Hession S., Stommel E., Caller T. (2014) Mapping amyotrophic lateral sclerosis lake risk factors across northern New England. *International Journal of Health Geographics* 13:1-1. DOI: 10.1186/1476-072X-13-1
- Triest L., Stiers I., Van Onsem S. (2016) Biomanipulation as a nature-based solution to reduce cyanobacterial blooms. *Aquatic Ecology* 50:461–483. DOI: 10.1007/s10452-015-9548-x
- Tsuji K., Naito S., Kondo F., Ishikawa N., Watanabe M.F., Suzuki M., Harada K.-i. (1994) Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental Science & Technology* 28:173–177. DOI: 10.1021/es00050a024
- Van Donk E., Hessen D.O., Verschoor A.M., Gulati R.D. (2008) Re-oligotrophication by phosphorus reduction and effects on seston quality in lakes. *Limnologia* 38:189–202. DOI: 10.1016/j.limno.2008.05.005
- Van Wichelen J., Vanormelingen P., Codd G.A., Vyverman W. (2016) The common bloom-forming cyanobacterium *Microcystis* is prone to a wide array of microbial antagonists. *Harmful Algae* 55:97–111. DOI: 10.1016/j.hal.2016.02.009
- Vannforskriften (FOR-2006-12-15-1446) Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Hentet fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>
- Veileder 02:2018 Direktoratgruppen (2018) Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem iht vannforskriften. Revidert 2018. Utgitt av Direktoratgruppen for gjennomføring av Vanddirektivet. 222 s + vedlegg til veileder 02:2018, 146 s. Hentet fra: <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>
- Veileder drikkevannsforskriften (2020) Hentet fra: https://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veiledning_til_drikkevannsforskriften.25091

- Visser P.M., Ibelings B.W., Bormans M., Huisman J. (2016) Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology* 50:423–441. DOI: 10.1007/s10452-015-9537-0
- VKM (2018) Rutine for godkjenning av risikovurderinger.
<https://vkm.no/download/18.433c8e05166edbef03bbda5f/1543579222271/Rutine%20for%20godkjenning%20av%20risikovurderinger.pdf>
- VKM (2019) Kriterier for forfatterskap og faglig ansvar i VKMs uttalelser.
https://vkm.no/download/18.48566e5316b6a4910fc2dbd6/1561035075341/VKMs%20forfatterskapskriterier_revidert%20versjon%2020.06.2019.pdf
- Vlad S., Anderson W.B., Peldszus S., Huck P.M. (2014) Removal of the cyanotoxin anatoxin-a by drinking water treatment processes: a review. *Journal of Water & Health* 12:601–617. DOI: 10.2166/wh.2014.018
- Welch E.B., Cooke G.D. (2005) Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. *Lake and Reservoir Management* 21:209–217. DOI: 10.1080/07438140509354430
- WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality, WHO, Malta. pp. 541.
https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151_eng.pdf;jsessionid=52C046DBD0ADBCCA4367998B210AB9E6?sequence=1
- WHO (2020a) Cyanobacterial toxins: anatoxin-a and analogues. Background document for development of WHO *Guidelines for drinking-water quality* and *Guidelines for safe recreational water environments*, WHO, Geneva. pp. 29.
<https://apps.who.int/iris/handle/10665/338060>
- WHO (2020b) Cyanobacterial toxins: cylindrospermopsins. Background document for development of WHO *Guidelines for drinking-water quality* and *Guidelines for safe recreational water environments*, WHO, Geneva. pp. 39.
<https://apps.who.int/iris/handle/10665/338063>
- WHO (2020c) Cyanobacterial toxins: microcystins. Background document for development of WHO *Guidelines for drinking-water quality* and *Guidelines for safe recreational water environments*, WHO, Geneva. pp. 63. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/338066>
- WHO (2020d) Cyanobacterial toxins: saxitoxins. Background document for development of WHO *Guidelines for drinking-water quality* and *Guidelines for safe recreational water environments*, WHO, Geneva. pp. 32. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/338069>
- Wiedner C., Rucker J., Bruggemann R., Nixdorf B. (2007) Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia* 152:473–484. DOI: 10.1007/s00442-007-0683-5
- Wiese M., D'Agostino P.M., Mihali T.K., Moffitt M.C., Neilan B.A. (2010) Neurotoxic Alkaloids: Saxitoxin and Its Analogs. *Marine Drugs* 8:2185–2211. DOI: 10.3390/md8072185

12. Vedlegg I

Protokoll

Protokoll

13. Vedlegg II

Søkestrategi litteratursøk

Søkestrategi litteratursøk



Vedlegg_Protokoll_
Søkestrategier.pdf

14. Vedlegg III:

Veiledning til vannverkseiere og drikkevannsinnspektører:

Kartlegging, forebygging og fjerning av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder

Drikkevann i Norge

Størstedelen av vannforsyningen i Norge kommer fra overflatevann (ca. 90 %). Overflatevann, som innsjø eller elv/bekk, kan være utsatt for mikrobiell forurensing og oppblomstring av alger og cyanobakterier.

Tilgangen på drikkevann i Norge er organisert på ulike måter avhengig av geografi og bebyggelse. Drikkevannsforsyningen er spredt på svært mange ulike vannforsyningssystemer og enkeltvannforsyninger. Et vannforsyningssystem består av flere deler: vanntilsigsområde, råvannskilde, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem. Størrelsen på vannforsyningssystemene varierer, fra de som leverer til noen få husstander eller fritidsboliger, til vannforsyningssystemer som leverer til flere hundre tusen mennesker.

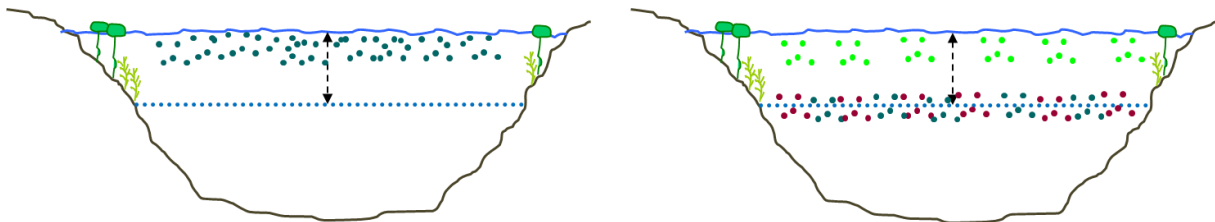
Vanlige vannbehandlingsmetoder i Norge er UV-bestråling og klorering i kombinasjon med for eksempel koagulering eller biofiltrering. Vanlige vannbehandlingsmetoder er beskrevet i **Kapittel 7**.

Drikkevannsforskriften stiller per i dag ikke noen krav til å overvåke forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i råvannskilder. Drikkevannsdirektivet i EU fra desember 2020 setter en maksimal grenseverdi for microcystin-LR til 1 µg/L i drikkevann (EU, 2020). Verdien vil sannsynligvis også bli inkludert i den norske drikkevannsforskriften som ventes oppdatert i 2021/22. Relevante forskrifter og retningslinjer er beskrevet i **Kapittel 1.4**.

Cyanobakterier og cyanotoksiner (Kapittel 1)

Cyanobakterier er fotosyntetiserende mikroorganismer og er i Norge kjent under flere navn, deriblant blågrønnalger og blågrønnbakterier. Cyanobakterier kan danne kraftige oppblomstringer, også kalt vannblomst, særlig i næringsrike innsjøer. Vannet får da en grønn, blågrønn, brun eller rød farge (**Figur 1.1-1**). I Norge er slike oppblomstringer vanlig forekommende i mange innsjøer i lavlandet, særlig på Østlandet, på Sør-Vestlandet og i Trøndelag. Det er i hovedsak miljøfaktorene lys, temperatur og næringsstoffer som påvirker vekst av cyanobakterier. I tillegg har cyanobakteriene flere spesielle egenskaper som kan forklare hvorfor de er så konkurransedyktige og har evnen til å danne oppblomstringer også når enkelte miljøfaktorer er mindre gunstige. Dette er nærmere beskrevet i **Kapittel 5**.

Konsentrasjonen av cyanobakterier i vannet kan vise store lokale variasjoner (se Figur 1). Mange cyanobakterier har evne til å bevege seg opp eller ned i vannsøylen. Noen arter benytter denne egenskapen til å flytte seg mot overflaten hvis lysforholdene i dybden er dårlige. Når cyanobakteriene flyter opp til overflaten kan vinden transportere dem til bukter og strandområder hvor biomassen i vannet kan nå et høyt nivå. Samtidig kan øvrige deler av innsjøen ha nesten klart vann. Andre cyanobakterier derimot utvikler seg i sprangsjiktet og kan utnytte det næringsrike vannet i overgangen mellom varmt overflatevann og kaldere bunnvann (metalimnion). Innsjøer med slike forekomster av cyanobakterier i sprangsjiktet har gjerne klart vann nær overflaten. Dette er nærmere beskrevet i **Kapittel 3** og **4**.



Figur 1. Til venstre vises en innsjø med klassisk overflateoppblomstring av cyanobakterier mens det til høyre vises en oppblomstring av cyanobakterier i metalimnion under forekomst av andre alger i epilimnion. Den stiplede blå linja representerer sprangsjiktet og den svarte pila viser epilimnion.

Cyanobakterier kan produsere en rekke ulike giftstoffer (cyanotoksiner), men også andre organiske forbindelser som kan forårsake dårlig lukt og smak (geosmin og 2-metylisoborneol). Cyanotoksiner kan blant annet påvirke nervesystemet og leveren hos dyr og mennesker, og kan i verste fall føre til død.

Forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i Norge (Kapittel 4)

Cyanobakterier forekommer naturlig i overflatevann over hele verden, også i Norge. En cyanobakterieoppblomstring er ikke nødvendigvis synlig i råvannskilden, og ikke alle cyanobakterier produserer cyanotoksiner. Cyanobakterier som kan produsere cyanotoksiner forekommer i hele Norge, men er noe mer vanlig i de sørlige områdene av landet.

En prøve av planteplanktonsammensetning gir informasjon om biomasse av hele planktonsamfunnet, inkludert cyanobakterier. Denne overvåkingingen følger retningslinjene som gir i vannforskriften (**Kapittel 1.4**).

Av de cyanobakteriene som er identifisert i ferskvann i Norge, er det bare *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix*, *Woronichinia* og *Tychonema* som kan produsere cyanotoksiner. Av cyanotoksinene er microcystiner hyppigst påvist og mest undersøkt. Cyanotoksinene saxitoksiner og anatoksiner er påvist i enkelte vannprøver og/eller kulturer fra overflatevann. Cylindrospermopsin er så langt ikke påvist i Norge, men forekomst av dette har vært undersøkt i svært begrenset grad. Guanitoksin, lipopolysakkarider (LPS) og beta-N-metylamino-L-alanin (BMAA) har ikke vært undersøkt så langt i Norge.

Cyanotoksinene er generelt varmestabile og brytes ikke ned ved koking.

→ *Det er derfor et viktig prinsipp at alle cyanobakterier betraktes som potensielt giftige inntil det er undersøkt.*

Faktorer som påvirker vekst av cyanobakterier og produksjon av cyanotoksiner (Kapittel 5)

Oppblomstring av cyanobakterier påvirkes av en rekke fysisk-kjemiske og biotiske faktorer. De viktigste faktorene er temperatur, lys, næringsstoffer (spesielt fosfor og nitrogen), men også karbondioksid. Høyere temperaturer og økt nedbørsmengde som følge av klimaendringer kan føre til hyppigere oppblomstringer av cyanobakterier. Det er også mulig at klimaendringer kan føre til at andre arter av cyanobakterier, også arter som produserer andre toksiner enn de som har blitt påvist frem til nå i Norge, kan trives bedre og danne oppblomstringer i fremtiden.

Cyanotoksiner produseres kun av et fåtall av alle de ulike artene av cyanobakterier som finnes. Miljøfaktorer, som næringsstoffer, lys, temperatur, oksidative stressfaktorer og interaksjon med andre biota (bakterier, virus og beitedyr), kan påvirke hvorvidt cyanobakteriene produserer toksiner og i hvilke mengder.

→ *Mange av råvannskildene i Norge er lite påvirkede og har lav risiko for oppblomstring av cyanobakterier.*

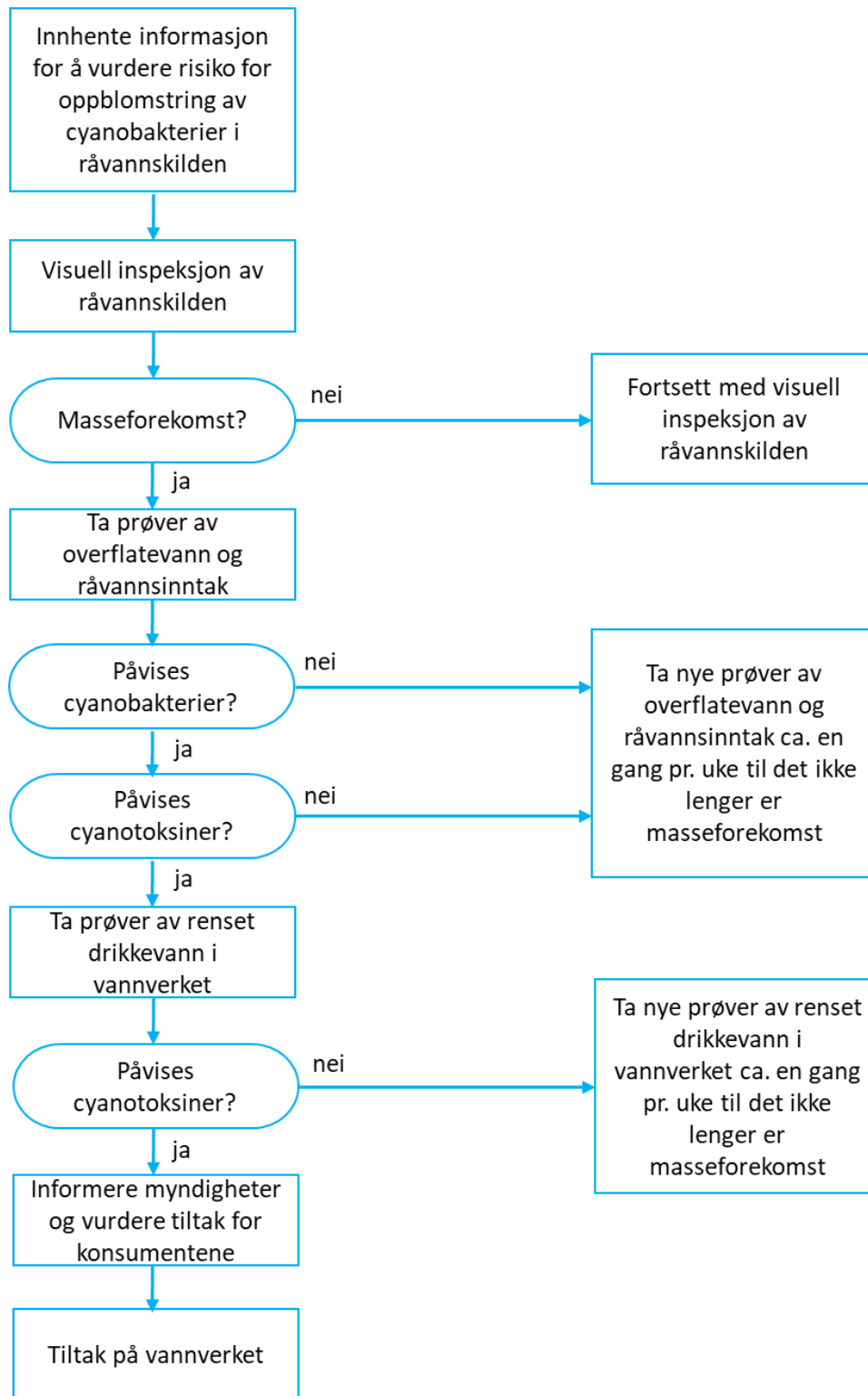
Det er i hovedsak innsjøer som er påvirket av avrenning av næringsstoffer som har stor risiko for eutrofiering og forekomst og oppblomstring av potensielt toksinproduserende cyanobakterier. Slike innsjøer ligger gjerne i lavlandet hvor det er mye bebyggelse og/eller landbruksdrift og landbruksarealer i nedbørfeltet. Lavlandsområdene på Østlandet, i Rogaland og i Trøndelag har godt jordsmonn og utgjør de mest fruktbare landbruksområdene i landet. Det er også i disse områdene vi oftest har observert oppblomstringer av cyanobakterier. I **Kapittel 4** er det en oversikt over forekomst av cyanobakterier og cyanotoksiner i Norge. I **Kapittel 4.1** gis det en oversikt over forekomst i ferskvann i Norge og i **Kapittel 4.2** gis det oversikt over forekomst i råvannskilder og drikkevann i Norge.

Kartlegging og håndtering av cyanobakterier i råvannskilde i praksis

I dette kapitlet gis det praktiske råd til vannverkseiere og drikkevannsinspektører om oppblomstring av cyanobakterier og forekomst av cyanotoksiner i råvannskilden.

I veiledningen til drikkevannsforskriftens § 6 om farekartlegging og farehåndtering står det at vannverkseiere skal *«avdekke hvilke farer som kan hindre dere i å produsere nok trygt drikkevann som er klart og uten fremtredende lukt, smak og farge. [...] Hele vannforsyningssystemet, fra vanntilsigsområdet til tappekranene, må vurderes for å identifisere farene. Dere bør innhente informasjon fra flere kommunale sektorer for å kartleggemulige årsaker til farer. I noen tilfeller kan det være aktuelt å kontakte statlige etater»* (Veileder drikkevannsforskriften, 2020).

I Figur 2 vises et flytskjema med enkle steg for kartlegging og håndtering av oppblomstring cyanobakterier og forekomst av cyanotoksiner i en råvannskilde.



Figur 2. Forslag til flytskjema for kartlegging og håndtering av oppblomstring av cyanobakterier og forekomst av cyanotoksiner i en råvannskilde. De første to stegene i flytskjemaet beskriver hvordan relevant informasjon kan innhentes for å gjøre en kartlegging. De øvrige stegene i flytskjemaet beskriver hvordan håndteringen kan gjennomføres. Varighet av prøvetakingen må tilpasses situasjonen i den enkelte råvannskilde. NB: ikke alle cyanobakterieoppblomstringer er synlige fra overflaten (se Figur 1). Figuren er modifisert fra Chorus og Welker (2021) og Livsmedelverket (2018).

Kartlegging: Innhente informasjon for å vurdere risiko for oppblomstring av cyanobakterier i råvannskilden.

Type råvannskilde er av betydning for om det er en risiko for oppblomstring av cyanobakterier.

- Grunnvann: ingen risiko
- Elver, bekker: relativt liten risiko
- Innsjøer, reservoarer: økende risiko dersom råvannskilden er næringsrik

Det finnes ikke en enkeltfaktor som kan forutsi om det kan utvikle seg en oppblomstring av cyanobakterier i en råvannskilde. Det er gjerne en kombinasjon av flere miljøfaktorer som gir gunstige vekstforhold. Relevant informasjon som kan innhentes er:

- Undersøke om det finnes tilgjengelig overvåkingsdata for næringsstoffer, klorofyll a, planteplankton (inkluderer cyanobakterier)
 - Lokal, regional overvåking (kommune(ne), vannområder)
 - Nasjonal overvåking (Miljødirektoratet)
 - Vannmiljøsystemet, «Miljøforvaltningens fagsystem for registrering og analyse av tilstanden i vann (miljøovervåking)» (<https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>)
 - Vann nett, informasjon om vann i Norge (faktaark og kart om miljøtilstand og miljømål for overflatevann) (<https://www.vann-nett.no/portal/>)
 - Vurdere overvåkingsdata og råvannskildens sårbarhet for oppblomstring av cyanobakterier:
 - er det næringsrike forhold? Vurder konsentrasjon av næringsstoffene fosfor og nitrogen (ikke nådd miljømålet i henhold til vannforskriften for eutrofieringsparametere, se **Kapittel 1.4.2.2**)
 - er det data som viser forekomst av cyanobakterier, er det noen potensielle toksinproduserende arter/slekter?
 - I enkelte råvannskilder er det kjent forekomst av cyanobakterier.
 - Vær spesielt oppmerksom på om det har vært oppblomstring av cyanobakterier i sprangsjiktet (dette synes ikke fra overflaten).
 - Følge med på klima- og værdata: Høyere temperatur, kraftige regnfall, stabilt og varmt sommervær, vindforhold kan medføre gunstige vekstforhold.
 - Aktiviteter i nedbørfeltet: avrenning av næringsstoffer fra kommunalt nett, spredt avløp, landbruk, industri.
- *Ved risiko for oppblomstring av cyanobakterier i råvannskilden bør det lages en plan for oppfølging og prøvetaking, se flytskjema over (Figur 1).*

Eksempel på oppfølging i råvannskilder hvor det kan bli oppblomstring av cyanobakterier

- Visuell inspeksjon av råvannskilden gjennom vekstsesongen (mai-oktober)
 - Observere om det er grønne partikler i overflatevannet
 - Se ned i vannet
 - Fulle en glassflaske med vann og se etter partikler (Figur 3)
 - Følge med på om det samler seg grønne flak på overflaten eller inne ved land (Figur 3)



Figur 3. Eksempler på visuell observasjon av cyanobakterier (Bilde: NIVA).

- Dersom det oppstår overflateoppblomstring av cyanobakterier
 - Ta prøver av vannet (se nedenfor)
 - Daglig visuell observasjon av overflateoppblomstring
- *Dersom oppblomstring oppstår rett før innsjøen fullsirkulerer om høsten kan cyanobakterier fra overflatevannet fordeles i hele vannsøylen og komme ned til dypet hvor råvannsinntaket er (ekstra viktig å ta prøver fra råvannsinntaket, se nedenfor).*
- Dersom kartleggingen har påvist tidligere oppblomstringer i sprangsjiktet
 - For å fange opp forekomst av cyanobakterier nedover i vannsøylen vil det være hensiktsmessig å ta prøver fra flere dyp i innsjøen (**Kapittel 3**)
 - prøve fra hver meter nedover i vannsøylen
 - integrerte vannprøver fra epilimnion og metalimnion.
 - Det finnes også ulike sensorer som kan senkes nedover i vannsøylen og måle klorofyll a eller fykocyanin fluorescens.

- Ta prøver av overflatevannet og råvannet (**Kapittel 3**)
 - Ta prøver fra overflatevannet i råvannskilden (se **Kapittel 3.1**)
 - Ta prøver fra råvannsinntaket (se **Kapittel 3.1** for spesiell informasjon om metalimnisk oppblomstringer av cyanobakterier)

 - Gjør analyser av cyanobakterier og cyanotoksiner (**Kapittel 3.2 og 3.3**)
 - Vurder hvilke cyanotoksiner det skal analyseres for. Utfra hvilke cyanobakterier som er påvist i råvannskilden kan en vurdere hvilke cyanotoksiner som skal analyseres (se **Tabell 4.1.1-1**)
- *Dersom det påvises cyanotoksiner over anbefalt grenseverdi i råvannet (se **Tabell 1.4-1**) bør det tas prøver av ferdig renset drikkevann på vannverket.*