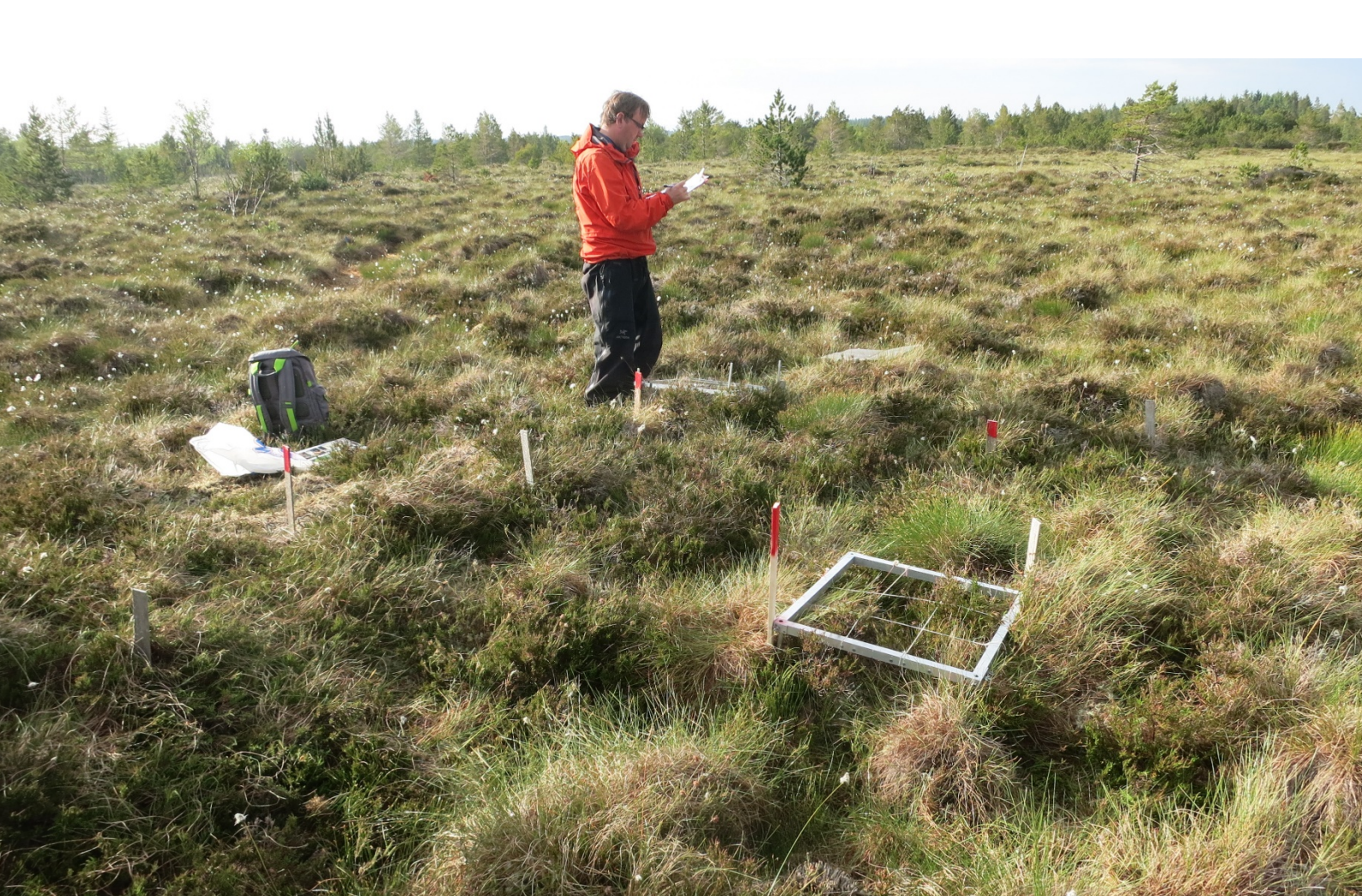


## Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg – Nyhamna, Gossa

Overvåking av vegetasjon og jord – endringer fra 2008 til 2016

Per Arild Aarrestad  
Vegar Bakkestuen  
Odd Egil Stabbetorp  
Joachim Paul Töpper



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg – Nyhamna, Gossa

Overvåking av vegetasjon og jord – endringer fra 2008 til 2016

Per Arild Aarrestad  
Vegar Bakkestuen  
Odd Egil Stabbetorp  
Joachim Paul Töpper

Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Tøpper, J. P. 2017. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg – Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord – endringer fra 2008 til 2016. - NINA Rapport 1348. 42 s.

Bergen 03.10.2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3056-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAUGSGIVER

AS Norske Shell

OPPDRAUGSIVERS REFERANSE

Innkjøpsordre (PO) Nr. 4512719120

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Siv Kristoffersen

FORSIDEBILDE

Analyser av vegetasjon på tuemyr på lokalitet Aukra

Foto: O.E. Stabbetorp, NINA

NØKKELOORD

Gossa, Aukra, Fræna, Møre & Romsdal fylke, oljeindustri, prosessanlegg, miljøovervåking, luftforurensing, nitrogengjødsling, eutrofiering, forsuring, vegetasjon, artssammensetning, nedbørsmyr, lynghei, plantekjemi, jordanalyser, jordvannanalyser, tungmetaller, gjen-analyser.

KEY WORDS

Gossa, Aukra, Fræna, Møre & Romsdal county, oil industry, process plant, environmental monitoring, air pollution, nitrogen fertilization, eutrophication, acidification, vegetation, species composition, bogs, heathland, plant chemistry, soil analyses, ground water analyses, heavy metals, re-analyses.

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Fakkelgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Töpper, J.P. 2017. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg – Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord – endringer fra 2008 til 2016. - NINA Rapport 1348. 42 s.

Ormen Lange landanlegg på øya Gossa i Aukra kommune mottar ubehandlet gass og lettolje (kondensat) fra Ormen Lange-feltet i Norskehavet. Ved produksjon av salgsgass og kondensat slipper landanlegget ut CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, NMVOC (inklusive BTEX), SO<sub>2</sub> og mindre mengder tungmetaller etter utslippstillatelse gitt av Miljødirektoratet. Prosessanlegget ble ferdigstilt for drift i 2007 med A/S Norske Shell er operatør.

Utslipp av nitrogen og svovelholdige gasser kan generelt påvirke terrestriske økosystemer ved forsuring og gjødsling av jordsmonn og vegetasjon. Utslippene fra landanlegget ble ved oppstart beregnet til å ligge under gjeldende kritiske tålegrenseverdier for terrestriske naturtyper, men tålegrenseverdiene i influensområdet ligger nær overskridelsestersklene. For å kunne dokumentere eventuelle effekter av utslipp til luft av forurensende stoffer, ble det i 2008 etablert en overvåking av vegetasjon og jord i influensområdet fra Ormen Lange landanlegg. Overvåkingen er videreført med noen justeringer i metodikk siden oppstart.

Det er opprettet to overvåkingsområder, ett med relativt høy avsetning av nitrogen nord for anlegget innenfor Gule-Stavikmyrane naturreservat i Fræna kommune (lokalitet Gulmyran), og ett sør for landanlegget på øya Gossa (lokalitet Aukra), med lavere estimert avsetning fra anlegget. Innen hvert område utføres en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning, plantevekst og kjemisk innhold i planter og jord og jordvann i tre ulike næringsfattige vegetasjonstyper: 1) tørr røsslynghei, 2) tuemyr og 3) fastmattemyr, begge de to siste på nedbørsmyr. Disse vegetasjonstypene anses for å ha lave tålegrenser for forurensing, og er følsomme for forsuring og eutrofiering.

Fra oppstart av anlegget i 2008 har det skjedd relativt små endringer i vegetasjonens artssammensetning på begge lokaliteter, bortsett fra en svak økning av graminidene torvull og duskull, samt en svak tilbakegang av lavarter og mosene heigråmose og heiflette. I tillegg har vi registrert en betydelig tilbakegang av røsslyng, både i røsslynghei og fastmattemyr, noe som skyldes klima. Vinterfrost de senere årene, kombinert med sterk vind som tørker ut planten, har ført til sterk avdøying av planten. Økningen av graminider og tilbakegangen av lav kan imidlertid indikere en begynnende eutrofiering fra utslipp og avsetninger av nitrogen.

Vegetasjonsanalysene viser også at røsslyngheia og tuemyrene har endret karakter mot noe fuktigere plantesamfunn. Dette er trolig et resultat av klimatisk påvirkning og naturlige prosesser i myrsystemene, og det er således lite sannsynlig at disse endringene skyldes utslipp til luft fra Ormen Lange landanlegg. Resultatene viser ikke entydige forskjeller i endringer i vegetasjonens artssammensetning mellom de to områdene siden oppstart. Dette kan enten skyldes at nedfallet fra anlegget ikke er vesentlig forskjellig i de to områdene, eller at annen luftforurensning har større betydning enn nedfallet fra Ormen Lange landanlegg.

De kjemiske analysene av jord, jordvann og plantevev viser verdier som generelt indikerer næringsfattige og lite forurensede områder, og de fleste overvåkingsparametere viser ingen signifikante endringer over tid. Det er imidlertid en svak tendens til forsuring av jordvann på begge lokaliteter. Humusjorden blir også svakt surere på begge lokaliteter, men det er ingen tegn til nitrogeneutrofiering av jordsmonnet. Kvikksølv viser en svak økning i jord på lokaliteten Aukra, og mengden kvikksølv i jordvann har økt betydelig etter oppstart av prosessanlegget på begge lokaliteter. De målte konsentrasjonene alle år etter oppstart er høyere enn den gjennomsnittlige årlige konsentrasjonen av kvikksølv i nedbør i Norge. Tungmetallet nikkel øker også både i jord og jordvann. Økningen av kvikksølv og nikkel i jord og jordvann etter oppstart av prosessanlegget, er således noe bekymringsfullt.



Nivåene av tungmetaller i planter ligger omtrent på samme nivå som ikke-forurensede områder i Norge. Det er imidlertid en svak økning av tungmetaller som kvikksølv, nikkel og titan i heigråmose og lys reinlav. De fleste endringene skjer på begge lokaliteter, og siden begge lokaliteter er påvirket av nedfall fra anlegget, kan man ikke se bort ifra at økningen kan skyldes utslipp fra Ormen Lange landanlegg. Endringene siden oppstart må likevel sies å være marginale i begge områdene.

Lokalitet Aukra er siden 2008 blitt sterkt påvirket av beite fra hjortedyr og noe endring i dreneringsmønster. Det er også usikkert om lokaliteten virkelig har mindre nedfall av forurensede stoffer fra bedriften enn lokalitet Gulmyran, og andre forurensningskilder kan finnes i nærområdet til lokalitet Aukra. De ulike påvirkningene og usikkerheten i depositionsdata vanskeliggjør klare tolkninger av datamaterialet. Vi anbefaler derfor å legge ned lokalitet Aukra og heller opprette en ny referanselokalitet lenger sør, helt uten påvirkning fra anlegget. Samtidig bør man overveie å måle de reelle avsetninger av nitrogen, surhet og tungmetaller i nedbør på begge lokaliteter.

Per Arild Aarrestad. NINA Bergen, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen.

[per.aarrestad@nina.no](mailto:per.aarrestad@nina.no).

Vegar Bakkestuen. NINA Oslo, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

[vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no).

Odd Egil Stabbetorp. NINA Oslo, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

[odd.stabbetorp@nina.no](mailto:odd.stabbetorp@nina.no).

Joachim Paul Tøpper. NINA Bergen, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen.

[joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no).

## Abstract

Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Töpper, J.P. 2017. The environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant – Nyhamna, Gossa. Monitoring of vegetation and soil – changes from 2008 to 2016. – NINA Report 1348. 42 pp.

The Ormen Lange Onshore Processing Plant in Aukra municipality (Møre and Romsdal county) receives unprocessed gas and condensate from the Ormen Lange field in the Norwegian Sea. During processing of sales gas and condensate, the plant emits CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, NMVOC (including BTEX), SO<sub>2</sub> and small amount of heavy metals, as specified in the discharge permit issued by Norwegian Environment Agency. The plant started production in 2007, with A/S Norske Shell as operator.

In general, emissions of nitrogen- and sulfur containing gasses may affect terrestrial ecosystems through acidification and fertilization of soil and vegetation. The emissions from the onshore plant are estimated to be low. However, the nitrogen background level in the influenced area is close to the critical loads of nitrogen for oligotrophic habitats. To be able to document any effects of emissions to air on terrestrial ecosystems, a monitoring program for vegetation and soil was established in 2008. The monitoring has been continued with certain adjustments in methodology until 2016.

In 2008 two monitoring sites were established, one with rather high deposition of nitrogen north of the plant within the Gule-Stavmyrane nature reserve in Fræna municipality (site Gulmyran) and one south of the plant on the island Gossa (site Aukra) with estimated deposition levels somewhat lower than Gulmyran. Within each site, integrated monitoring of the species composition of the vegetation and chemical content of plants, soil and ground water are conducted for three distinct nutrient-poor vegetation types: 1) dry oligotrophic *Calluna vulgaris* dominated heathland, 2) hummocks and 3) wet oligotrophic lawns, both on raised bogs. These types of vegetation are considered to have low critical loads for air pollution, i.e. they are sensitive to both acidification and eutrophication.

Since the start of the plant in 2008, there have been minor changes in the species composition of the vegetation at both sites, except for a strong decline in the cover of *Calluna vulgaris*, a slight increase in graminoids of *Eriophorum vaginatum* and *E. angustifolium* as well as a slight decline in lichens and mosses, such as *Racomitrium lanuginosum* and *Hypnum jutlandicum*. The significant decline in *Calluna*, both on heathland and hummocks, is caused by the degeneration of the plant due to winter frost in recent years, combined with intense winds, which dries out the heather, while increases in graminoids and decline of lichens and bryophytes may indicate an early eutrophication stage from nitrogen depositions.

The vegetation analyses also show that the *Calluna* heath and the hummocks have changed their character into somewhat more moist plant communities. This is probably a result of climatic influence and natural processes occurring in the bog ecosystem, and it is unlikely that these changes are due to emissions to air from the Ormen Lange Onshore Processing Plant. The results of the vegetation analyses do not show unequal differences between the two sites since start-up of the plant. This could indicate that the deposition of air pollution at the two sites is not significantly different, or that impact from other air pollution is more important than the deposition from the plant.

In general, the chemical analyses of soil, soil water and plant tissue show values that indicate nutrient-poor and less polluted sites, and most monitored parameters show no significant changes over time. However, there is a slight tendency for acidification of soil water at both sites. Soil humus also becomes weakly more acidic at both sites, but there are no signs of N-eutrophication of the soil. There is a slight increase in mercury content in the soil from the Aukra site, and mercury in groundwater has increased significantly after the start of the processing plant at

both sites. The concentrations in soil water are higher than the average annual concentration value in the precipitation of Norway. Also, the content of nickel increases in soil and soil water. The increase of mercury and nickel in soil and groundwater after the start of the processing plant, is thus somewhat worrying.

The levels of heavy metals in plants are approximately the same as in non-polluted areas in Norway. There is, however, a slight increase in heavy metals (mercury, nickel and titan) in *Racomitrium lanuginosum* and lichens from 2008 to 2016. Most changes occur at both sites, and since both sites are affected by deposition from the plant, one cannot ignore that the changes in plant tissue chemistry may be due to emissions from the plant. However, the changes since start-up are marginal in both areas.

The site Aukra has been heavily affected by grazing and trampling by deer and some change in drainage since 2008 that may have affected the results from this site. In addition, one might raise the question if this site really has less deposition of air pollution emitted from the Ormen Lange Onshore Processing Plant, than the site Gulmyran. There may also be other sources of air pollution near the plant. The external impacts and the uncertainty in deposition complicates clear interpretations of the data. We therefore recommend to close down the Aura site, and instead create a new reference site completely without impact from the plant. One should also consider measuring the deposition of air pollution at both sites.

Per Arild Aarrestad. NINA Bergen, Thormøhlensgate 55, NO-5006 Bergen, Norway  
[per.aarrestad@nina.no](mailto:per.aarrestad@nina.no).

Vegar Bakkestuen. NINA Oslo, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway  
[vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no).

Odd Egil Stabbetorp. NINA Oslo, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway  
[odd.stabbetorp@nina.no](mailto:odd.stabbetorp@nina.no).

Joachim Paul Töpper. NINA Bergen, Thormøhlensgate 55, NO-5006 Bergen, Norway  
[joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no).



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>10</b>
2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon.....	10
2.2 Ytre påvirkningsfaktorer.....	12
2.3 Forurensingsbelastning.....	13
<b>3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder</b> .....	<b>14</b>
3.1 Analyser av vegetasjon fra 2008 til 2016.....	14
3.2 Kjemisk analyse av jordvann.....	16
3.3 Kjemisk analyse av humusjord.....	16
3.4 Kjemiske analyser av plantevev fra lav og moser.....	17
3.5 Statistisk bearbeiding av data.....	18
3.5.1 Vegetasjon.....	18
3.5.2 Kjemiske parametere.....	18
<b>4 Resultat</b> .....	<b>20</b>
4.1 Vegetasjon.....	20
4.1.1 Artsendringer.....	20
4.1.2 Endringer i artssammensetning av vegetasjonen.....	22
4.2 Kjemiske analyser av jordvann.....	24
4.2.1 Ledningsevne, pH og nitrogenkomponenter i jordvann.....	24
4.2.2 Tungmetaller i jordvann.....	25
4.3 Kjemiske analyse av humusjord.....	28
4.3.1 Glødetap, pH og nitrogenforbindelser.....	28
4.3.2 Tungmetaller i humusjord.....	30
4.4 Kjemiske analyser av lav og moser.....	32
<b>5 Diskusjon og konklusjon</b> .....	<b>36</b>
5.1 Vegetasjon.....	36
5.2 Vannkjemi.....	36
5.3 Kjemisk innhold i humusjord.....	38
5.4 Kjemisk innhold i planter.....	39
5.5 Hovedkonklusjon.....	39
<b>6 Overvåkingsmetodikk og anbefaling for videre overvåking</b> .....	<b>40</b>
<b>7 Referanser</b> .....	<b>41</b>

## Forord

A/S Norske Shell har utarbeidet et miljøovervåkningsprogram for drift av Ormen Lange landanlegg som bl.a. omhandler effekter av utslipp til luft på det terrestriske miljøet. I overvåkingsprogrammet inngår en langsiktig studie av vegetasjon og jordsmonn i influensområdet av utslipp til luft fra prosessanlegget på Nyhamna. I 2008 fikk NINA i oppdrag å utføre en grunnlagsundersøkelse som er gjentatt i 2010 og 2016. I tillegg har det vært utført årlige analyser av plantevekst og av kjemiske parametere i jord og jordvann. Denne rapporten beskriver endringer i vegetasjon, jord- og jordvannskjemi fra 2008 til 2016.

Underveis har det vært et godt samarbeid med A/S Norske Shell, Fylkesmannen i Møre og Romsdal og Aukra og Fræna kommuner. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO, tidligere Norsk institutt for skog og landskap) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) har alle år bidratt med kjemiske analyser av planter, jord og jordvann. Overingeniør Heidi Elin Myklebost og avdelingsingeniører Øyvind Hamre og Sondre Dahle ved NINA har bidratt med tilrettelegging av data og innsamling av jord- og vannprøver i 2016.

Kontaktperson ved Norske Shell ved oppstart var Mark Silverstone, og i 2013 overtok Siv Kristoffersen. I en tidlig fase var også Statnett ved Trygve Bersås en av oppdragsgiverne.

Vi takker alle kontaktpersoner hos oppdragsgivere, institusjonene NILU og NIBIO, samt våre ingeniører for et godt samarbeid gjennom overvåkingsperioden.

Bergen, 3.10. 2017

Per Arild Aarrestad  
Prosjektleder

# 1 Innledning

Utbyggingen av landanlegget for Ormen Lange på Nyhamna på øya Gossa i Aukra kommune ble startet i 2003, og anlegget ble ferdigstilt for drift i 2007. Her mottas ubehandlet gass fra Ormen Lange-feltet i Norskehavet ca. 120 km vest for Kristiansund, og gassen tørkes og komprimeres før den sendes ut på markedet. For en fullstendig områdebeskrivelse, se Aarrestad mfl. (2009).

På oppdrag av A/S Norske Shell startet NINA et overvåkingsprogram av mulige effekter av utslipp til luft på naturmiljøet i 2008. Formålet med overvåkingsprogrammet var å overvåke eventuelle effekter av driften av anlegget på det terrestriske økosystemet i influensområdet. Overvåkingsprogrammet bygger på krav satt av SFT (nå Miljødirektoratet) i tillatelse til virksomhet etter forurensingsloven, informasjon gitt i Norsk Hydros konsekvensutredning for Ormen Lange landanlegg (Norsk Hydro 2002) og konsekvensutredningen for utslipp til luft (Knudsen mfl. 2002).

Følgende tema inngår i overvåkingsprogrammet for vegetasjon og jord:

- Vegetasjonsovervåking av arter, individer og plantesamfunn inkludert kjemiske forbindelser i utvalgte planter.
- Endringer i jord- og jordvannskjemi, særlig med tanke på tungmetaller og nitrogenforbindelser.

En grunnlagsundersøkelse som omfattet vegetasjonsovervåkingen, ble utført i 2008 (Aarrestad mfl. 2009). Denne ble gjenanalysert i 2010 (Aarrestad mfl. 2011) og i 2016. I tillegg har det vært utført deler av grunnlagsanalysen ved årlige analyser av plantevekst og kjemiske parametere i jord og jordvann, med unntak av kjemiske parametere i 2011 (Aarrestad og Bakkestuen 2012, 2014, 2015; Aarrestad mfl. 2013, 2014a).

Noen av de opprinnelige komponentene i overvåkingen, som lengdevekst av planter og jordsmonnsanalyser fra vegetasjonsrutene, har blitt tatt ut av prosjektet, og nye kjemiske parametere har kommet til som et resultat av erfaringer og resultater under vegs, se også under diskusjon.

Her rapporteres endringer i vegetasjon, jord- og jordvannskjemi fra første grunnlagsundersøkelse i 2008 til andre hoved-gjenanalyse i 2016. Det gis samtidig en vurdering om noen av de eksisterende overvåkingsparameterne er nødvendig å videreføre, basert på resultater fra overvåkingsperioden 2008 til 2016.

## 2 Områdebeskrivelse

### 2.1 Overvåkingsområder, naturgrunnlag og vegetasjon

Kriteriene for utvelgelse av overvåkingsområder var forekomst av vegetasjon følsom for eutrofi-ering (gjødsling) ved økt nitrogennedfall og områder med ulik belastning av forurensende stoffer fra utslipp fra landanlegget (jf. Aarrestad mfl. 2009). Etter befaring i 2008 ble det valgt ut to overvåkingsområder, ett sør på øya Gossa i Aukra kommune mellom Aukrasanden og Hjertvika – lokalitet Aukra, og ett ved Gulevatnet på Gule-Stavikmyrane i Fræna kommune – lokalitet Gulmyran (**figur 1, 2 og 3**). Begge områdene inneholder elementer av nedbørsmyr og fattige, fuktige røsslyngheier. I følge avsetningsverdier for nitrogen modellert ved Norsk institutt for luftforskning (McInnes mfl. 2008) er begge lokalitetene påvirket, men avsetningene er høyest på Gulmyran.



**Figur 1.** Kart med overvåkingslokalitetene Aukra og Gulmyran og plassering av Ormen Lange landanlegg på Gossa (Nyhamna).



**Figur 2.** Overvåkingsområde på søre del av Gossa – lokalitet Aukra.



**Figur 3.** Overvåkingsområdet ved Gulevatnet i Fræna kommune – lokalitet Gulmyran.

Lokaliteten Gulmyran ligger innenfor Gule-Stavikmyrane naturreservat for atlantisk høgmyr, mens lokaliteten Aukra på Gossa ligger på privat grunn uten noen vernerestriksjoner. Det er på begge lokaliteter gjort avtale med grunneiere og forvaltning om bruk av områdene til miljøovervåking.

Begge overvåkingsområdene ligger på berggrunn av næringsfattig migmatittisk gneis med granittisk og granodiorittisk sammensetning (Sigmond mfl. 1984), noe som gir opphav til artsfattige og lite næringskrevende vegetasjonstyper. Lokaliteten på Gossa har imidlertid et tynnere torvdekke og synes mer påvirket av tidligere torvuttak enn lokaliteten på Gule-Stavikmyrane, som har mer naturlige velutviklede myrstrukturer.

I hvert område startet overvåking av to vegetasjonstyper som begge er sensitive til økt nitrogenpåvirkning, i 2008:

1. Fuktig og næringsfattig hei med dominans av røsslyng (*Calluna vulgaris*) hei på humusrik jord, her kalt røsslynghei.
2. Nedbørsmyr med fastmattevegetasjon dominert av torvmoser (*Sphagnum* spp.) med varierende grunnvannstand på dyp torv, her kalt fastmattemyr.

Disse vegetasjonstypene ble gjenanalysert i 2010. I tillegg ble det i dette året startet overvåking av en tredje vegetasjonstype på nedbørsmyr:

3. Tuer på myr med god avstand til grunnvannstand, dominert av røsslyng, bjørneskjegg (*Trichophorum cespitosum*) og lav og heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), her kalt tuemyr

Lokalitetene inneholder også høljer og åpne vannpytter for innsamling av myrvann til kjemiske analyser.

Det viste seg svært vanskelig å finne vegetasjonstyper med nøyaktig de samme artene på de to lokalitetene, men de dominerende artene og de økologiske forholdene i vegetasjonstypene på de to lokalitetene er nokså like. Både vegetasjon og miljøfaktorer vil således lett kunne sammenlignes for eventuelle endringer over tid.

## 2.2 Ytre påvirkningsfaktorer

Lokaliteten på Gossa, kalt Aukra, (**figur 2**) er påvirket av tidligere torvuttak, og i 2014 ble deler av ytre deler av myrområdet oppgravd og drenert, men vannstanden i analyseområdet synes mindre påvirket av denne grøftingen. Lokaliteten ligger ca. 100 m fra vei. Det går en sti gjennom området, samtidig som den ligger nær skole og annen bebyggelse. Området kan således være utsatt for slitasje, men ferdselen i området er likevel så liten at det trolig ikke vil påvirke vegetasjonen i de analyserte feltene. Lokaliteten er også oppmerket med et opplysningsskilt som ber folk opptre varsomt. Området beites sterkt av hjortevilt som har ført til at en del av de opprinnelige overvåkingsparametere måtte tas ut av programmet, som lengdevekst av utvalgte busker (i 2012) og moser (i 2016), da beite og tråkk ødela målepunktene.

Lokalitet Gulmyran (**figur 3**) ligger ca. 600 meter fra vei i et vernet område (Gule-Stavikmyrane naturreservat). Ytre påvirkninger er minimale, men området beites noe av hjortevilt.



## 2.3 Forurensingsbelastning

Ormen Lange prosessanlegg på Aukra slipper ut CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, NMVOC (flyktige organiske forbindelser unntatt metan), inklusiv BTEX (bensen, toluen, etylbensen og xylene) og SO<sub>2</sub> som er regulert gjennom utslippstillatelsen. Det har vært gjennomført et modifieringsprosjekt på varmoljekjelene på Nyhamna, som har bidratt til nærmere en halvering av historiske NO<sub>x</sub> utslipp. Prosjektet var ferdigstilt 2016, og bekreftelsesmålinger ble gjennomført høst 2016. Utslippene er på nivå med kravene i tillatelsen.

Utslippene fra landanlegget var ved oppstart beregnet til å ligge under gjeldende kritiske nitrogen tålegrenseverdier for terrestriske naturtyper i influensområdet. Tålegrensen for nitrogen er satt til 1000 mg N/m<sup>2</sup> pr år for fuktig næringsfattig røsslynghei og 500 mg N/m<sup>2</sup> per år for nedbørsmyr, se Bobbink og Hettelingh (2011). Hvis denne grensen blir overskredet, kan det skje endringer i økosystemet. Dagens nitrogenavsetning i nærområdet til landanlegget, basert på estimerte avsetninger i EMEPs rutenett på 50 x 50 km ligger mellom 350 og 500 mg N/m<sup>2</sup> pr år, gjennomsnitt 435 mg N/m<sup>2</sup> pr år (Aas mfl. 2012). Med tanke på den relativt lave bakgrunnsavsetningen og en antatt maksimal total nitrogenbelastning fra anlegget på 10 mg N/m<sup>2</sup> pr år, nord for anlegget (Knudsen mfl. 2002), er det ikke forventet vesentlige konsekvenser for det terrestriske miljøet som følge av utslipp til luft fra anlegget. Oppdatert konsekvensutredning fra 2008 (McInnes mfl. 2008) har estimert enda lavere verdier med maksimal N-nedfall til 0,09 mg N/m<sup>2</sup> pr år nord for anlegget. Lokaliteten Aukra er således forventet å ha mindre avsetninger fra Ormen Lange anlegget enn lokaliteten Gulmyran.

### 3 Overvåkingsdesign, materiale og metoder

Innen hvert område utføres det en integrert overvåking av vegetasjonens artssammensetning tre vegetasjonstyper (røsslynghei, tuemyr og fastmattemyr) og kjemisk innhold i planter og jord og jordvann. Overvåkingsparameterne er valgt ut med tanke på at de skal kunne respondere på forurensningstilstanden i området med tanke på utslipp fra bedriften. For nærmere beskrivelse av felter, analyseruter og målepunkter for innsamling av jordprøver, vannprøver og plantevevsprøver på lokalitetene, se Aarrestad mfl. (2009, 2011).

#### Nomenklatur

Navn på lav, moser og karplanter følger Artsdatabankens navnsetting både for norske og latinske navn ([www.artsdatabanken.no/](http://www.artsdatabanken.no/)).

#### 3.1 Analyser av vegetasjon fra 2008 til 2016

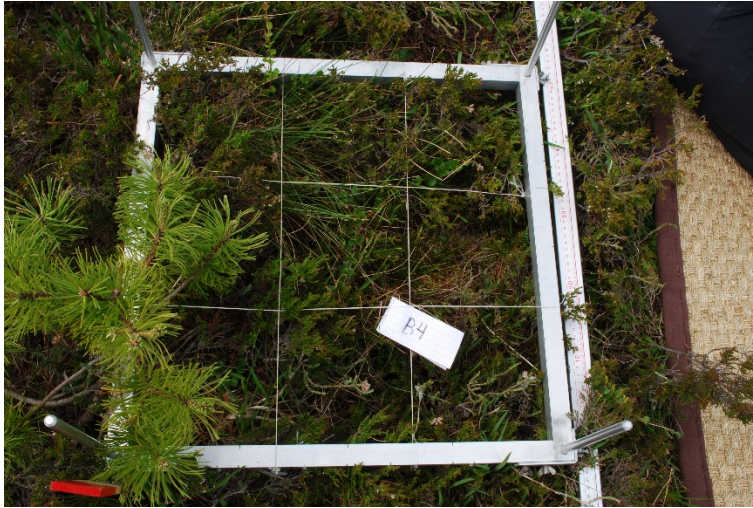
##### Endringer av artsforekomster og artsmengder

Fem analyseruter på 0,5m x 0,5m innen ett analysefelt ble undersøkt ved hjelp av analyserammer som var delt inn i 9 like store småruter (eksempel på analyseramme i nedre høyre del av **figur 4-7**). I hver av de 9 smårutene ble forekomst og fravær av alle arter av karplanter, moser og lav registrert. De 9 smårutene ble analysert med start i øverste venstre hjørne av analyseruta, fortløpende mot høyre. Disse registreringene danner grunnlag for utregning av artenes smårute-frekvens, som nyttes som kvantitativ angivelse for hver art i analyseruta. I tillegg ble dekningsprosenten (projeksjonen i horisontalplanet) av hver art innen analyseruta angitt i prosent. Over lengre tid kan disse to dekningsmålene vise ulike trender.

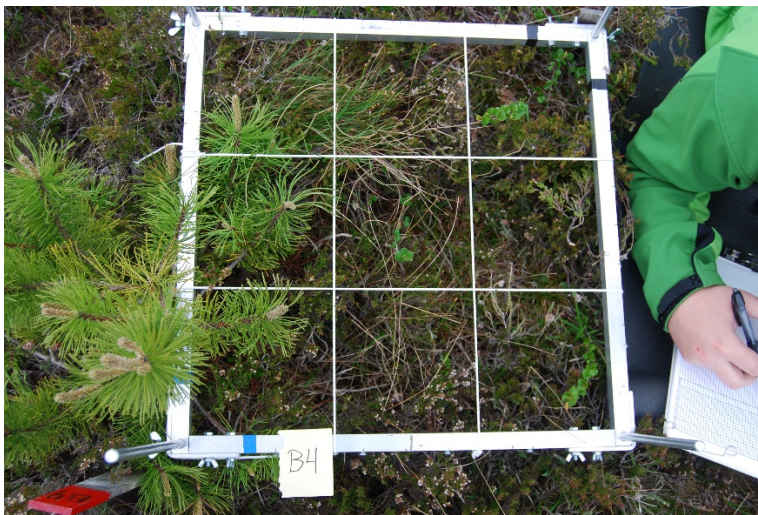
Totalt overvåkes 10 analyseruter i røsslynghei, 10 i tuemyr og 10 i fastmattemyr på hver av de to lokalitetene, totalt 60 analyseruter



**Figur 4.** Utlegging av analysefelt i tuemyr på Aukra i 2010 med fem analyseruter. Analyseramme av aluminium delt i 9 småruter.



**Figur 5.** Analyserute B4 fra røsslynghei i 2008 på Aukra.



**Figur 6.** Analyserute B4 fra røsslynghei i 2010. Furu har vokst.



**Figur 7.** Analyserute B4 fra røsslynghei i 2016. Mye død røsslyng.



## 3.2 Kjemisk analyse av jordvann

Jordvann fra åpne høler (**figur 8**) har alle år blitt samlet inn under samme værforhold på de to lokalitetene for å unngå ulikheter knyttet til mengde regnvann mellom lokalitetene; fem prøver fra hver lokalitet i 2008, 10 prøver fra 2010 og 2012 og 15 prøver fra 2013 til 2016.

Prøvene er analysert for ledningsevne, pH, elementer, nitrogen (N) som ammonium-N ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) og total Kjeldahl-N, i henhold til metoder i Ogner mfl. (1999). Innhold av tungmetallene Pb, Ni, Cu og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 og Hg etter metode NILU-U-60. I 2008 og i 2010 ble Hg analysert med CV-AFS-teknikk og i 2012, 2013, 2014, 2015 og 2016 med ICP-MS. Metodene er sammenlignbare, men de nyere metodene har lavere deteksjonsgrense.



**Figur 8.** Område for vegetasjonsanalyse på fastmattemyr og prøvetaking av jordvann på Gulmyran.

## 3.3 Kjemisk analyse av humusjord

I 2008 ble det samlet inn fem humusprøver fra det øverste 1 cm laget av eksponert jord mot luft fra hver av lokalitetene Aukra og Gulmyran (**figur 9**). I 2010, 2012, 2013 og 2014 ble antallet økt til 10 prøver fra hver lokalitet. Prøvene ble samlet inn fra same prøvested hvert år. Alle jordprøver er samlet inn samme dag på de to ulike lokalitetene, de ulike år. Prøvene til analyser av nitrogenforbindelser ble umiddelbart lagt på fryselager og senere transportert til laboratorium i frosen tilstand pakket i tørris.

### Tungmetaller

Innhold av tungmetallene Pb, Ni, Cu og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 og Hg etter metode NILU-U-60. I 2008 og i 2010 ble Hg analysert med CV-AFS teknikk og i 2012, 2013, 2014, 2015 og 2016 med ICP-MS. Metodene er sammenlignbare, men de nyere metodene har lavere deteksjonsgrense.

### Glødetap, pH og nitrogenkomponenter

Fra 2013 til 2016 ble jordprøvene hver år også analysert for glødetap, pH, og nitrogen, total Kjeldahl N, ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), i henhold til metoder i Ogner mfl. (1999).



**Figur 9.** Innsamling av humusprøve fra torvjord eksponert for luftforurensing.

### 3.4 Kjemiske analyser av plantevev fra lav og moser

#### **Innsamlingsmetodikk**

Det ble samlet inn fem prøver av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) (**figur 10**) og fem prøver av furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*) i 2008, 2010 og 2016 (**figur 11**) fra hver av de to overvåkingsområdene til kjemisk analyse av miljøgifter (tungmetaller) og like mange prøver til analyse av kjemisk næringsinnhold (Kjeldahl-nitrogen og elementanalyse). I forbindelse med utlegging av tuemyrfelter i 2010 og i 2016 ble det også samlet inn 5 planteprøver av lys reinlav (*Cladonia arbuscula*) fra hver av de to overvåkingsområdene (**figur 12**).

Prøvene fra heigråmose (øverste 2 cm av moseskuddene) ble samlet inn fra tuer på myr innen et avgrenset felt på ca. 5 x 5 meter på hver lokalitet. Prøvene fra furutorvmose (øverste 0,5 cm, torvmosehodet) ble samlet inn fra utvalgte tuer benyttet til målinger av lengdevekst av samme art. Alt plantemateriale ble samlet inn ved bruk av latekshansker som ble skiftet for hver prøve. Planteprøver til kjemisk analyse av miljøgifter ble oppbevart på lukkede polyetylenflasker, mens prøvene til kjemisk analyse av næringsstoffer ble oppbevart i papirposer.



**Figur 10.** Heigråmose.



**Figur 11.** Furutorvmose.



**Figur 12.** Lys reinlav.

### **Kjemiske analyser**

Plantevevsprøver til analyse av kjemisk innhold ble satt i tørkeskap ved 25 °C ved NINA en til to dager etter innsamling og deretter homogenisert ved maling gjennom 1 mm sikter. Prøvene ble så analysert ved Norsk institutt for skog og landskap for totalt innhold av kationer/elementer (Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sc, Se, Sr, Ti, V, Y, Zn) ved ICP (inductively coupled plasma emission spectroscopy) etter oppslutning med 72 % HCl og 70 % HNO<sub>3</sub> (i forholdet 1:5) i lukkede teflonbeholdere. Totalt nitrogen ble analysert etter Kjeldahl-metoden (alle metoder etter Ogner mfl. 1999).

Innhold av tungmetallene Pb, Ni, Cu og Zn ble utført ved NILU etter metode NILU-U-100 (forskrift for bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer, ICP-MS) og Hg etter metode NILU-U-62 (forskrift for bestemmelse av Hg i prøver av fast materiale ved kalddampgenerering/atomfluorescens-spektrofotometri). I 2008 og i 2010 ble Hg analysert med CV-AFS teknikk og i 2016 med ICP-MS. Metodene er sammenlignbare, men de nyere metodene har lavere deteksjonsgrense.

## **3.5 Statistisk bearbeiding av data**

### **3.5.1 Vegetasjon**

**Artsendringer.** Hvorvidt endringer i en arts mengde målt som smårutefrekvens eller prosent dekning i analyseruta mellom de to analyseårene var statistisk signifikant, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett. Nullhypotesen i denne testen er at artens mediane smårutefrekvens eller prosentvise dekning ikke er endret, dvs. at det ikke er endringer i arters mengde mellom analyseår. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS og er benyttet fordi den sammenligner de samme stedfestede prøvene hvert analyseår (jf. Sokal og Rohlf 1995, Økland mfl. 2001).

### **Endring i plantesamfunn**

Endringer i plantesamfunnenes artssammensetning er analysert ved hjelp av den multivariate numeriske metoden Detrended Correspondence Analysis DCA (Hill 1979, Hill og Gauch 1980) som gir ordinasjonsverdier på hver analyserute basert på alle arter som finnes i ruta, samt artenes mengder. Disse verdiene visualiseres i et to-dimensjonalt ordinasjonsdiagram (se **figur 13**). DCA ordinasjonen er kjørt for dekningsdataene fra alle analyseruter - alle år, der hver analyserute er behandlet som separate enheter. Ordinasjonsdiagrammet viser ordinasjonsverdiene for hver analyserute hvert analyseår langs to DCA-aksler, og forflytningen av ruteanalysenes verdier langs de to første aksene viser hvordan artssammensetningen i rutene har endret seg over tid. Dess lenger en analyserute forflytter seg, dess større er endringen i artssammensetningen fra år til år. De analyserutene som forflytter seg i samme retning, har mye den samme endringer i artssammensetningen. Metoden benyttes derfor til å dokumentere om det er systematiske endringer i artssammensetningen i hver av naturtypene.

### **3.5.2 Kjemiske parametere**

**Vannkjemi.** For å teste om vannkjemivariablene varierer systematisk mellom lokalitetene (Aukra og Gulmyran) og/eller over tid (2008–2016) ble det brukt lineære modeller med 'lokalitet' og 'år' som forklarende variabler samt interaksjonen mellom dem. Ikke signifikante interaksjoner ble fjernet fra modellene. Vannprøvene ble ikke tatt fra akkurat samme sted hvert år, og kan dermed sees som uavhengige replikater. I utgangspunktet inngikk 'år' som en kategorisk forklaringsvariabel i alle modellene. For variabler der disse modellen antydte en kontinuerlig og monoton utvikling over tid (Cu, Zn, ledningsevne, pH, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> og total N) ble 'år' så testet som en numerisk forklaringsvariabel.

**Jordkjemi.** For å teste om jordkjemivariablene varierer systematisk mellom lokalitetene (Aukra og Gulmyran) og/eller over tid (2008–2016), ble det brukt «lineære mixed effects» modeller med 'lokalitet' og 'år' som forklarende variabler samt interaksjonen mellom dem. Ikke signifikante interaksjoner ble fjernet fra modellene. Jordprøvene ble tatt fra akkurat samme sted hvert år og



kan dermed ikke sees som uavhengige replikater, de danner en tidsserie for hvert eneste 'prøvested'. Derfor inngikk 'prøvested' som en 'random effect' i 'mixed effects'-modellene. Dette bidrar til å redusere den ikke-forklarte variansen og øker dermed modellens styrke. I utgangspunktet inngikk 'år' som en kategorisk forklaringsvariabel i alle modellene. For variabler der disse modellen antydte en kontinuerlig og monoton utvikling over tid (Ni, Cu, Zn, Hg, glødetap, pH, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> og KjN) ble 'år' så testet som en numerisk forklaringsvariabel.

**Plantekjemi.** For å teste om plantekjemivariablene varierer systematisk mellom lokalitetene (Aukra og Gulmyran) og/eller over tid (2008–2016) ble det brukt «lineare mixed effects»-modeller med 'lokalitet' og 'år' som forklarende variabler samt interaksjonen mellom dem. Ikke signifikante interaksjoner ble fjernet fra modellene. Modellene ble kjørt på tvers over de tre artene som vevsprøvene ble tatt av: mosene heigråmose og furutorvmose, samt lys reinlav, og derfor inngikk 'art' som en 'random effect' i 'mixed effects'-modellene. I denne analysen inngikk 'år' som en numerisk forklaringsvariabel i alle modellene.

Analysene ble utført med statistikkprogramvaren R versjon 3.3.1. (R Core Team 2016), og for 'mixed effects'-modellene ble tilleggspakkene 'lme4' (Bates mfl. 2015) og 'lmerTest' (Kuznetsova mfl. 2016) brukt.

## 4 Resultat

### 4.1 Vegetasjon

#### 4.1.1 Artsendringer

Noen få arter ble ikke gjenfunnet i 2016. Dette var hovedsakelig moser med svært få individforekomster tidligere år. Kun einer er observert som ny art. Av totalt ca. 100 arter i analysematerialet er det få arter som viser statistisk signifikante mengdeendringer over tid. De største endringene er knyttet til tilbakegang av røsslyng, heigråmose og lav, samt noen fuktighetskrevede moser på fastmattemyr som vasstorvmose og fremgang av graminidene torvull og duskull.

**Røsslynghei.** I røsslynghei er det en betydelig tilbakegang av røsslyng på begge lokalitetene, samtidig som bladmosen heigråmose, levermosen sumpflak og lys reinlav går tilbake (**tabell 1** og **2**). Grå reinlav går også noe tilbake, særlig på Gulmyran. På Aukra går hvitlyng, bladmosen ribbesigd og levermosen matteblæremose, samt pigglav tilbake, mens på Gulmyran går duskull noe fram og bladmosene sveltsigd og heiflette tilbake.

**Tuemyr.** Artene på tuemyr viser svært små endringer i mengde (**tabell 3** og **4**). Torvull går noe fram på begge lokalitetene. Heigråmose og grå reinlav går noe tilbake på Aukra, mens mosen heiflette går tilbake på Gulmyran.

**Fastmattemyr.** Som for røsslyngheia går røsslyng tilbake på begge lokalitetene, sammen med kysttorvmose (**tabell 5** og **6**). På Aukra går krekling, heiflette og furumose noe tilbake, mens broddglefsemose går fram. På Gulmyran er det signifikant tilbakegang av hvitlyng, vasstorvmose og levermosen myrglefsemose, mens pigglav viser tendens til nedgang. Kysttorvmose viser framgang på begge lokaliteter, begge mengdemålene sett under ett.

**Tabell 1.** Arter som viser statistisk signifikante eller nær signifikante endringer i prosent dekning fra 2008 til 2016 i røsslynghei på lokalitetene Aukra og Gulmyran. Røde tall viser signifikant tilbakegang, mens blå tall viser framgang.

Arter, prosent dekning		Røsslynghei 2010-2016 Aukra			Røsslynghei 2010-2016 Gulmyran		
Norsk navn	Latinsk navn	Tilbake	Fram	P	Tilbake	Fram	P
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	8	1	0,020	9	1	0,007
Duskull	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0	0	1,000	0	5	0,020
Ribbesigd	<i>Dicranum scoparium</i>	4	0	0,046	0	0	1,000
Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>	4	4	0,255	5	0	0,042
Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	7	0	0,016	6	0	0,024
Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>	4	0	0,046	4	0	0,046

'Tilbake' er antall analyseruter der arten avtok i dekning, 'Fram' er antall analyseflater der arten økte i dekning. 'P' angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 – ingen endring mot det tosidige alternativet – framgang eller tilbakegang (Wilcoxon ettutvalgstest,  $P \leq 0,05$  er uthevet).

**Tabell 2.** Arter som viser statistisk signifikante eller nær signifikante endringer i frekvens fra 2008 til 2016 i røsslynghei på lokalitetene Aukra og Gulmyran. Røde tall viser signifikant tilbakegang, mens blå tall viser framgang.

Arter, frekvens		Røsslynghei 2008-2016 Aukra			Røsslynghei 2008-2016 Gulmyran		
Norska navn	Latinske navn	Tilbake	Fram	P	Tilbake	Fram	P
Hvitlyng	<i>Andromeda polifolia</i>	7	1	<b>0,028</b>	4	2	0,340
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	3	0	0,109	10	0	<b>0,005</b>
Duskull	<i>Eriophorum angustifolium</i>	0	0	1,000	0	5	<b>0,027</b>
Ribbesigd	<i>Dicranum scoparium</i>	6	1	<b>0,058</b>	1	0	0,317
Sveltsigd	<i>Dicranum undulatum</i>	0	0	1,000	6	0	<b>0,026</b>
Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>	3	0	0,109	4	0	<b>0,059</b>
Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	8	1	<b>0,017</b>	6	2	0,137
Sumpflak	<i>Calypogeia mulleriana</i>	0	4	<b>0,059</b>	0	4	<b>0,066</b>
Matteblæremose	<i>Frullania tamarisci</i>	7	1	<b>0,034</b>	0	0	1,000
Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>	9	1	<b>0,009</b>	6	1	<b>0,041</b>
Grå reinlav	<i>Cladonia rangiferina</i>	3	2	0,336	0	4	<b>0,039</b>
Pigglav	<i>Cladonia uncialis</i>	4	0	<b>0,059</b>	1	1	0,655

'Tilbake' er antall analyseruter der arten avtok i frekvens, 'Fram' er antall analyseflater der arten økte i frekvens. 'P' angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 – ingen endring mot det tosidige alternativet – framgang eller tilbakegang (Wilcoxon ettutvalgstest,  $P \leq 0,05$  er uthevet). Arter som viser en tendens til endring, men som ikke er signifikant, har P-verdi i kursiv.

**Tabell 3.** Arter som viser statistisk signifikante eller nær signifikante endringer i prosent dekning fra 2008 til 2016 i tuemyr på lokalitetene Aukra og Gulmyran. Røde tall viser signifikant tilbakegang, mens blå tall viser framgang.

Arter, dekning		Tuemyr 2010-2016 Aukra			Tuemyr 2010-2016 Gulmyran		
Norsk navn	Latinsk navn	Tilbake	Fram	P	Tilbake	Fram	P
Torvull	<i>Eriophorum vaginatum</i>	2	3	0,588	0	6	<b>0,026</b>
Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	8	1	<b>0,024</b>	2	4	0,589
Grå reinlav	<i>Cladonia rangiferina</i>	8	0	<b>0,011</b>	2	1	0,785

'Tilbake' er antall analyseruter der arten avtok i dekning, 'Fram' er antall analyseflater der arten økte i dekning. 'P' angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 – ingen endring mot det tosidige alternativet – framgang eller tilbakegang (Wilcoxon ettutvalgstest,  $P \leq 0,05$  er uthevet).

**Tabell 4.** Arter som viser statistisk signifikante eller nær signifikante endringer i frekvens fra 2008 til 2016 i tuemyr på lokalitetene Aukra og Gulmyran. Røde tall viser signifikant tilbakegang, mens blå tall viser framgang.

Arter, frekvens		Tuemyr 2010-2016 Aukra			Tuemyr 2010-2016 Gulmyran		
Norske navn	Latinske navn	Tilbake	Fram	P	Tilbake	Fram	P
Torvull	<i>Eriophorum vaginatum</i>	0	3	<b>0,066</b>	0	0	1
Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2	4	0,389	6	0	<b>0,026</b>

'Tilbake' er antall analyseruter der arten avtok i frekvens, 'Fram' er antall analyseflater der arten økte i frekvens. 'P' angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 – ingen endring mot det tosidige alternativet – framgang eller tilbakegang (Wilcoxon ettutvalgstest,  $P \leq 0,05$  er uthevet). Arter som viser en tendens til endring, men som ikke er signifikant, har P-verdi i kursiv.

**Tabell 5.** Arter som viser statistisk signifikante eller nær signifikante endringer i prosent dekning fra 2008 til 2016 i fastmattemyr på lokalitetene Aukra og Gulmyran. Røde tall viser signifikant tilbakegang, mens blå tall viser framgang.

Arter, dekning		Fastmattemyr 2010-2016 Aukra			Fastmattemyr 2010-2016 Gulmyran		
Norsk navn	Latinsk navn	Tilbake	Fram	P	Tilbake	Fram	P
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	7	1	<b>0,018</b>	4	0	<b>0,068</b>
Klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>	1	6	<b>0,047</b>	3	2	0,518
Torvull	<i>Eriophorum vaginatum</i>	3	4	0,610	0	5	<b>0,028</b>
Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>	7	0	<b>0,017</b>	0	1	0,317
Kysttorvmose	<i>Sphagnum austinii</i>	2	6	<b>0,035</b>	6	2	<b>0,085</b>
Vasstorvmose	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	0	0	1,000	5	0	<b>0,039</b>

'Tilbake' er antall analyseruter der arten avtok i dekning, 'Fram' er antall analyseflater der arten økte i dekning. 'P' angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 – ingen endring mot det tosidige alternativet – framgang eller tilbakegang (Wilcoxon ettutvalgstest,  $P \leq 0,05$  er uthevet).

**Tabell 6.** Arter som viser statistisk signifikante eller nær signifikante endringer i frekvens fra 2008 til 2016 i fastmattemyr på lokalitetene Aukra og Gulmyran. Røde tall viser signifikant tilbakegang, mens blå tall viser framgang.

Arter, frekvens		Fastmattemyr 2008-2016 Aukra			Fastmattemyr 2008-2016 Gulmyran		
Norsk navn	Latinsk navn	Tilbake	Fram	P	Tilbake	Fram	P
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	6	1	<b>0,028</b>	5	0	<b>0,043</b>
Krekling	<i>Empetrum nigrum</i>	6	2	<b>0,054</b>	0	0	1,000
Hvitlyng	<i>Erica tetralix</i>	4	4	0,598	5	1	<b>0,046</b>
Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>	8	0	<b>0,007</b>	0	1	0,317
Furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>	6	1	<b>0,071</b>	0	0	1,000
Kysttorvmose	<i>Sphagnum austinii</i>	2	5	0,216	1	5	<b>0,071</b>
Vasstorvmose	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	0	0	1,000	5	0	<b>0,043</b>
Broddglefsemose	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	0	6	<b>0,043</b>	0	0	1,000
Myrglefsemose	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	1	4	0,746	5	0	<b>0,043</b>
Lys reinlav	<i>Cladonia arbuscula</i>	3	0	<b>0,083</b>	2	0	0,157
Pigglav	<i>Cladonia uncialis</i>	0	1	1,000	4	1	<b>0,074</b>

'Tilbake' er antall analyseruter der arten avtok i frekvens, 'Fram' er antall analyseflater der arten økte i frekvens. 'P' angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 – ingen endring mot det tosidige alternativet – framgang eller tilbakegang (Wilcoxon ettutvalgstest,  $P \leq 0,05$  er uthevet). Arter som viser en tendens til endring, men som ikke er signifikant, har P-verdi i kursiv.

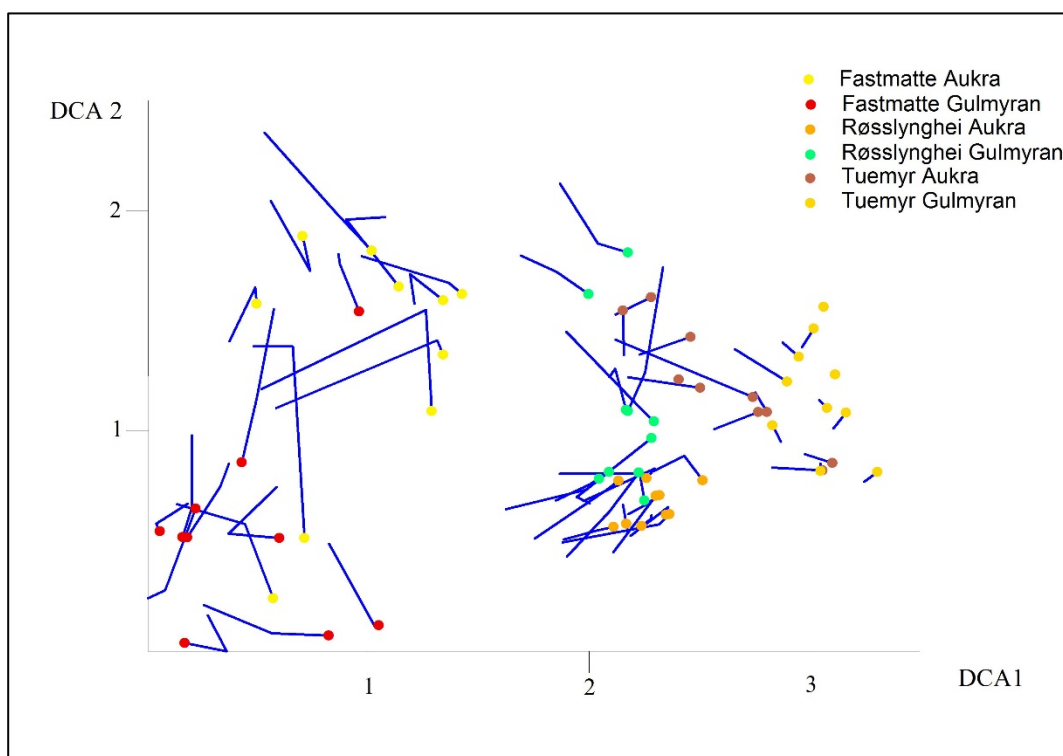
#### 4.1.2 Endringer i artssammensetning av vegetasjonen

Ordinasjonsdiagrammet (figur 13) fordeler ruteanalysene fra de to lokalitetene langs DCA-akse 1 fra våt fastmattemyr via fuktig røsslynghei til tørre tuer på myr lengst til høyre på akse 1. Aksen representerer således en fuktighetsgradient fra våte til mer tørre forhold, med dominans av torvmoser lavt på aksen og lavarter høyt på aksen. DCA-akse 2 er knyttet til forskjeller i artssammensetning mellom Aukra og Gulmyran for de respektive vegetasjonstyper og er samtidig relatert til en gradient fra de mest fuktighetskrevede torvmosene (vasstorvmose og kjøtt-torvmose) lavt nede på akse 1, til torvmoser som har noe lengre avstand til grunnvannet, høyt på aksen (vortetorvmose, kratt-torvmose. DCA-akse 2 er således også en fuktighetsgradient, men er for fastmattene mer knyttet til grunnvannstand.

Ordinasjonsdiagrammet viser at analyserutene fra de enkelte vegetasjonstypene (fastmattemyr, røsslynghei og tuemyr) fra hver lokalitet er relativt godt samlet langs akse 1, dvs. at hoved-arts-sammensetningen i analyserutene fra hver vegetasjonstypene på de to lokalitetene er relativt like. Tuemyrene på Gulmyran virker imidlertid noe tørrere enn de på Aukra, da de ligger lengst til høyre på akse 1.

De enkelte vegetasjonstypene varierer imidlertid i artssammensetning mellom Aukra og Gulmyran langs akse 2, særlig gjelder dette for analyserutene på fastmattemyr og røsslynghei. De fleste analyserutene på fastmatter fra Aukra ligger høyest på akse 2 og analyserutene ligger således noe høyere over grunnvannsstand enn de på Gulmyran. Analyserutene fra røsslynghei på Aukra ligger godt samlet i diagrammet og er således særdeles like i artssammensetning, mens de fra Gulmyran varierer noe i artssammensetning.

**Figur 13** viser også at de fleste analyserutene, både fra Aukra og Gulmyran, har flyttet seg til venstre i diagrammet langs akse 1 og oppover langs akse 2 fra første til siste analyse. Det har således skjedd en tydelig endring i artssammensetningen for vegetasjonstypene fra 2008 til 2006 på begge lokaliteter. Analyserutene fra fastmattemyr har beveget seg lengst, de fra røsslynghei noe mindre og minst endring har skjedd i analyserutene fra Gulmyran. Forflytningene er nokså lik for analyserutene fra de to lokalitetene, så endringene ser ut til å være relativt lik på begge lokaliteter.



**Figur 13.** DCA (detrended correspondence analysis) rute-ordinasjon av det totale artsmaterialet fra Aukra og Gulmyran fra 2008, 2010 og 2016. Hvert punkt representerer en analyserute. Punktene viser ordinasjonsverdien for analyserutene i 2008 (for tuemyr i 2010) og pilene viser forflytningen av analyserutenes ordinasjonsverdi de påfølgende analyseårene. Ordinasjonsverdien representerer det totale innhold av arter og deres mengdeforhold i analyseruta. Dvs. at analyseruter som ligger nær hverandre i diagrammet, har nokså lik artssammensetning, mens analyseruter som ligger langt fra hverandre har svært ulik vegetasjon.

## 4.2 Kjemiske analyser av jordvann

### 4.2.1 Ledningsevne, pH og nitrogenkomponenter i jordvann

Ledningsevne, også kalt konduktivitet, viser vannets evne til å lede elektrisk strøm, og er et mål på vannets innhold av oppløste mineralsalter. Økende ledningsevne over tid indikerer økt nedfall av ioner slik som ammonium, nitrat og sulfat, og/ eller økt forsuring ( $H^+$ ).

Den gjennomsnittlige verdien for ledningsevne har vist en svak nedgang på begge lokaliteter, med store variasjoner fra år til år med svakt høyere verdier på Aukra. Verdiene er små og reflekterer et næringsfattig miljø på begge lokaliteter (**tabell 7** og **figur 14**).

pH- målingene i jordvann viser en signifikant svak nedgang i pH fra 2008 til 2016, med høyeste verdier på Gulmyran. Nedgangen var størst i 2014 og verdiene har deretter nærmet seg verdiene fra oppstart av overvåkingsprogrammet (**tabell 7** og **figur 14**).

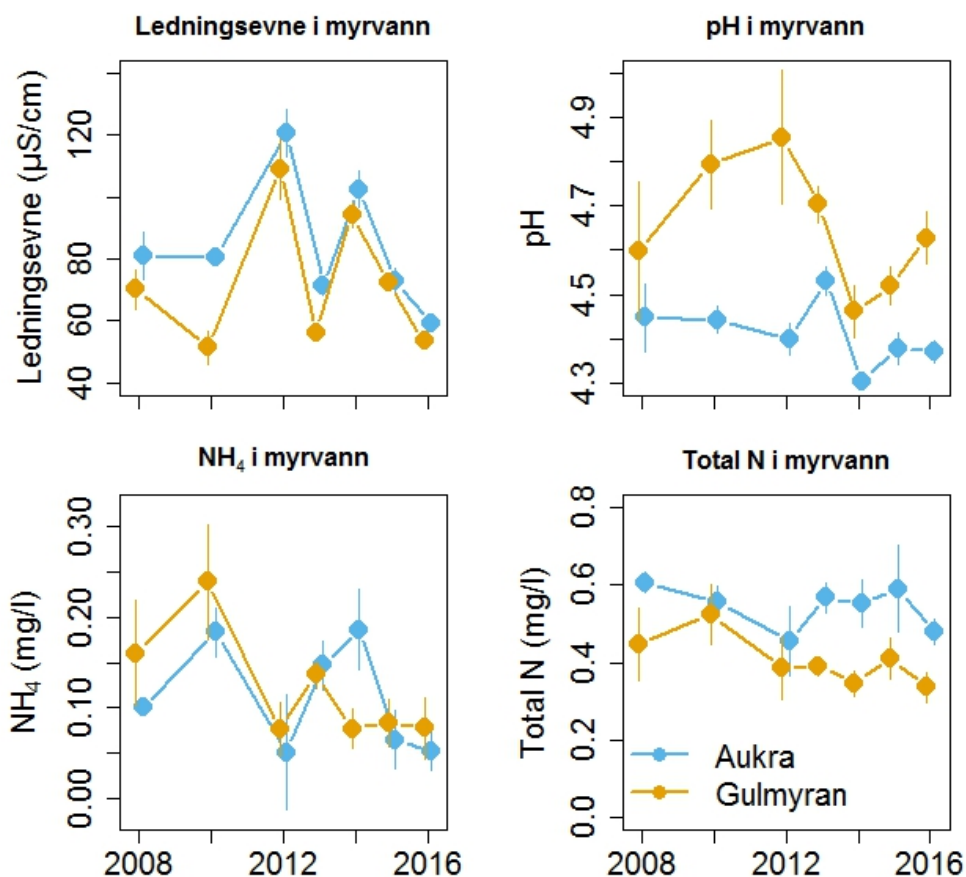
Ammonium-nitrogen har vist en signifikant svak nedgang fra 2008 til 2016, men har variert fra år til år med stort sett lavere verdier på Aukra enn på Gulmyran. Total nitrogen har også vist en svak nedgang, men med svakt høyere verdier på Aukra (**tabell 7** og **figur 14**).

**Tabell 7.** Modellestimater for forskjeller i ledningsevne, pH,  $NH_4^+$  og total N i jordvann mellom lokalitetene Aukra (A) og Gulmyran (G) og utvikling over tid.

Variabel - vannkjemi	Intercept	P	Lok.	P	År	P	Interaksjon	P	Beskrivelse
Ledningsevne <sup>num</sup>	91,8	***	-10,7	**	-1,77	*			Svak nedgang over tid, store variasjoner. A > G
pH <sup>num</sup>	4,52	***	0,23	***	-0,02	***			Svak nedgang over tid. G > A
$NH_4^+$ <sup>num</sup>	0,19	***	0		-0,01	***			Svak nedgang over tid. G > A
total N <sup>num</sup>	0,61	***	-0,15	***	-0,01	**			Svak nedgang over tid. A > G

'Intercept' er modellens utgangsverdi på lokalitet Aukra og år 1 av tidsserien. 'Lokalitet' er forskjellen mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. 'År' er forskjellen mellom 1. år og årene etter, for intercept-lokaliteten. 'Interaksjon' er forskjellen i tidsutvikling (år) mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. Hvis det ikke er noen interaksjon, så gjelder verdiene for 'år' i begge lokalitetene. For variabler merket med 'num' ble 'år' brukt som en numerisk forklaringsvariabel. Stjerner viser signifikansnivået P: \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05.





**Figur 14.** Ledningsevne, pH, ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og totalt nitrogen (N) i myrvann ved Aukra og Gulmyran fra 2008 til 2016. Punkter viser gjennomsnittsverdier i det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).

#### 4.2.2 Tungmetaller i jordvann

Innhold av tungmetaller i jordvann er lavt og reflekterer et miljø med liten forurensing, men konsentrasjonene av ulike elementer har variert noe over tid (**tabell 8** og **figur 15**).

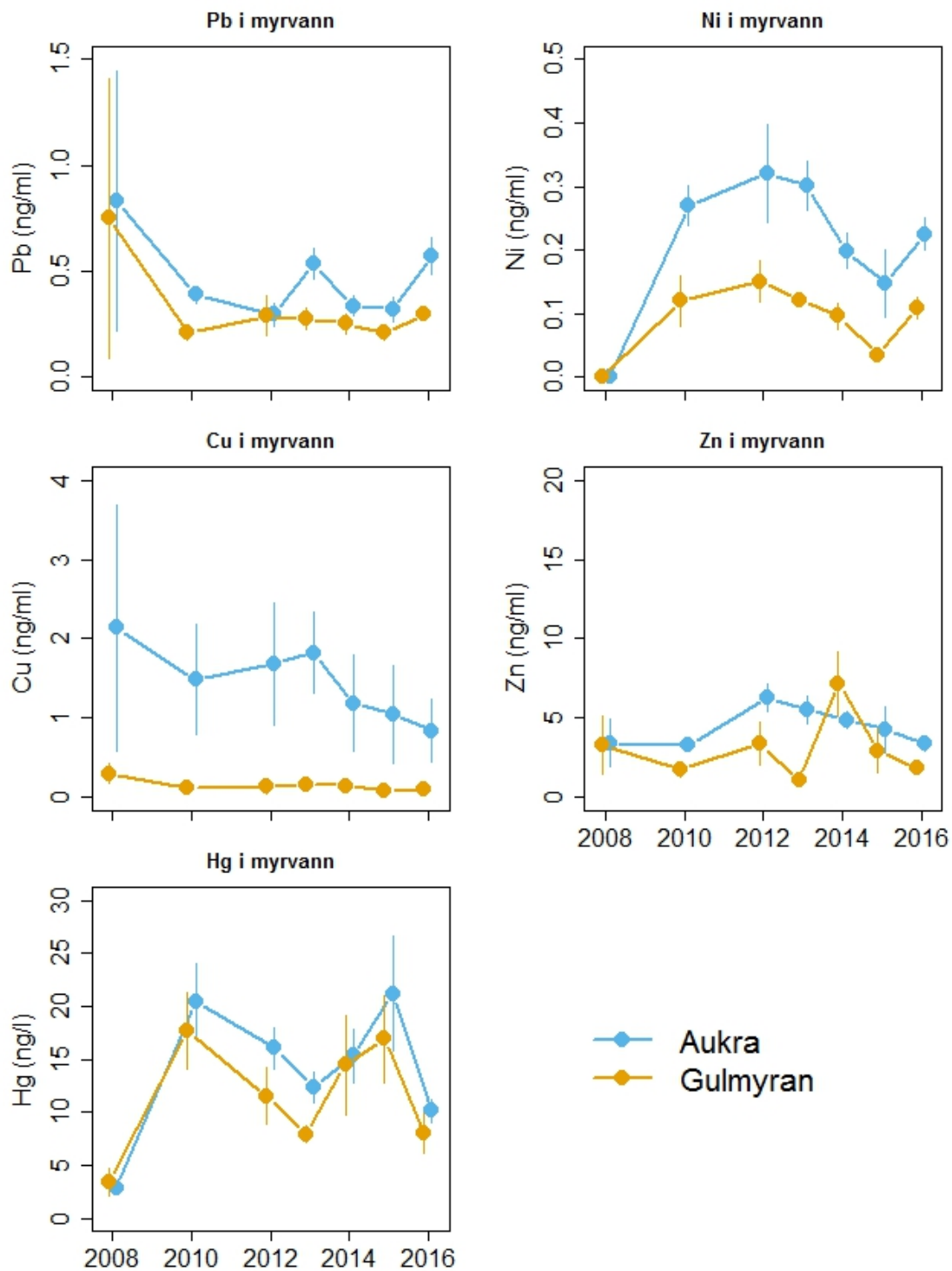
Bly (Pb) viser en sterk reduksjon fra 2008 til 2010 på begge lokaliteter. Deretter er verdiene i jordvannet relativt konstant, men alltid høyest på Aukra. Nikkel (Ni) har vist en signifikant økning i myrvannet fra 2008 til 2016 med høyeste verdier mellom 2010 til 2012. Ni-verdiene på Aukra har alltid vært høyere enn på Gulmyran. Kopper (Cu) har vist en generell reduksjon over tid på Aukra, mens konsentrasjonen har vært konstant lavt på Gulmyran (**tabell 8** og **figur 15**).

Kvikksølv (Hg) derimot har vist en relativt sterk økning fra 2008 til 2010 på begge lokaliteter, men har deretter variert noe mellom år, med stort sett de høyeste verdiene på Aukra. Konsentrasjonene av Hg er imidlertid fortsatt høyere enn i 2008 (**tabell 8** og **figur 15**).

**Tabell 8.** Modellestimater for forskjeller i tungmetallene Pb, Ni, Cu, Zn og Hg i jordvann mellom lokalitetene Aukra (A) og Gulmyran (G) og utvikling over tid.

Variabel - vannkjemi	Intercept	P	Lok.	P	År	P	Interaksjon	P	Beskrivelse
Pb	0,86	***	-0,15	***	-0,49	***			Reduksjon etter 2008. Deretter rel. konstant. A > G
					-0,5	***			
					-0,38	***			
					-0,5	***			
					-0,53	***			
					-0,35	***			
Ni <sup>NB</sup>	0		0		0,12	***	0,15	**	Økning etter 2008. Etter 2008: A > G
					0,15	***	0,17	***	
					0,12	***	0,18	***	
					0,096	**	0,103	*	
					0,035		0,11	*	
					0,11	**	0,12	*	
Cu <sup>num</sup>	2,08	***	-1,86	***	-0,14	**	0,12	*	Reduksjon over tid på G, men ikke på A. A > G
Zn <sup>num</sup>	4,24	***	-1,45	***	0,06				A > G
Hg	4,57	*	-2,9	**	15,96	***			Økning etter 2008. A > G
					10,66	***			
					7,02	**			
					11,77	***			
					15,93	***			
					5,91	**			

'Intercept' er modellens utgangsverdi i lokalitet A og år 1 av tidsserien (unntatt 'NB' merket variable, der gjelder det lokalitet G). 'Lokalitet' er forskjellen mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. 'År' er forskjellen mellom 1. år og årene etter for intercept-lokaliteten. 'Interaksjon' er forskjellen i tidsutvikling (år) mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. Hvis det ikke er noen interaksjon, så gjelder verdiene for 'år' i begge lokalitetene. For variable merket med 'num' ble 'år' brukt som en numerisk forklaringsvariabel. Stjerner viser signifikansnivået P: \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05.



**Figur 15.** Tungmetaller i jordvann ved Aukra og Gulmyran fra 2008 til 2016. Punkter viser gjennomsnittsverdier i det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).

## 4.3 Kjemiske analyse av humusjord

### 4.3.1 Glødetap, pH og nitrogenforbindelser

Glødetapet av humusjord reflekterer hvor mye organisk materiale det er i jorda. Glødetapet har vært stabilt høyt på Gulmyran, der man ikke har noen antropogen påvirkning (rundt 95 %, dvs. kun 5% minerogent materiale), mens glødetapet på Aukra viser noe lavere verdier, da det her er en del mineraljord innblandet i prøvene (**tabell 9** og **figur 16**).

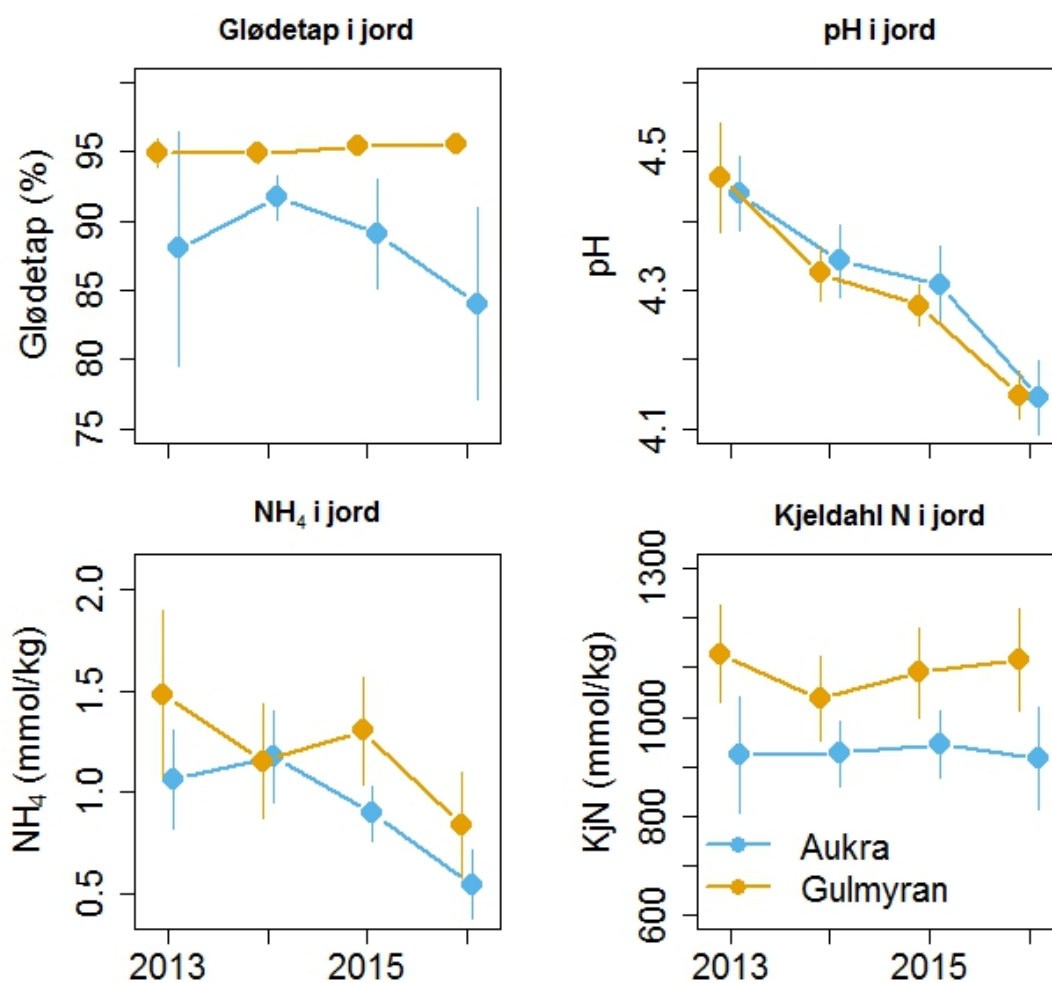
De gjennomsnittlige pH verdiene i humusjord har gått jevnt signifikant tilbake på begge lokalitetene fra 2008 til 2016, fra ca. 4,45 til ca. 4,15, med svakt høyere verdier på Aukra. Jordsmonnet har således blitt svakt surere (**tabell 9** og **figur 16**).

Ammonium-nitrogen har også gått signifikant tilbake på begge lokaliteter, mens total organisk nitrogen (Kjeldal nitrogen) har vært relativt stabilt med de høyeste verdiene på Gulmyran (**tabell 9** og **figur 16**).

**Tabell 9.** Modellestimater for forskjeller i glødetap, pH,  $\text{NH}_4^+$  og Kjeldal nitrogen (KjN, totalt organisk nitrogen) i humusjord mellom lokalitetene Aukra (A) og Gulmyran (G) og utvikling over tid.

Variabel jordkjemi	Intercept	P	Lokalitet	P	År	P	Interaksjon	P	Beskrivelse
Glødetap <sup>num</sup>	92,15	***	7,02	***	-0,61				G > A
pH <sup>num</sup>	4,93	***	-0,005		-0,096	***			Reduksjon over tid.
$\text{NH}_4$ <sup>num</sup>	2,09	***	0,27	°	-0,18	***			Reduksjon over tid.
KjN <sup>num</sup>	921,003	***	165,07	**	1,05				G > A

'Intercept' er modellens utgangsverdi på lokalitet A og år 1 av tidsserien. 'Lokalitet' er forskjellen mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. 'År' er forskjellen mellom 1. år og årene etter for intercept-lokaliteten. 'Interaksjon' er forskjellen i tidsutvikling (år) mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. Hvis det ikke er noen interaksjon, så gjelder verdiene for 'år' i begge lokalitetene. For variabler merket med 'num' ble 'år' brukt som en numerisk forklaringsvariabel. Stjerner viser signifikansnivået P: \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05 °<0,1.



**Figur 16.** Glødetap, pH, ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) og Kjeldahl nitrogen (KjN) i jord ved Aukra og Gulmyran fra 2013 til 2016. Punkter viser gjennomsnittsverdier i det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).

### 4.3.2 Tungmetaller i humusjord

De gjennomsnittlige verdiene av tungmetaller er generelt lave og reflekterer et lite forurenset jordsmonn.

For bly (Pb) var det en reduksjon fra 2008 til 2010 på Gulmyran for deretter å vise relativt konstante verdier frem til 2016, mens Aukra har ikke vist noen særlige endringer over tid (**tabell 10** og **figur 17**). De gjennomsnittlige verdiene av bly i humusjord er omtrent de samme på begge lokalitetene, i motsetning til i jordvann der verdiene er høyest på Aukra (**figur 15**).

Kobber (Cu) har gått svakt tilbake fra 2008 til 2016, men her er konsentrasjonen i humusen betydelig høyere på Aukra enn på Gulmyran. I 2008 var konsentrasjonene av sink (Zn) større på Aukra enn på Gulmyran. De har imidlertid over tid endret seg mot samme konsentrasjon på begge lokaliteter (**tabell 10** og **figur 17**).

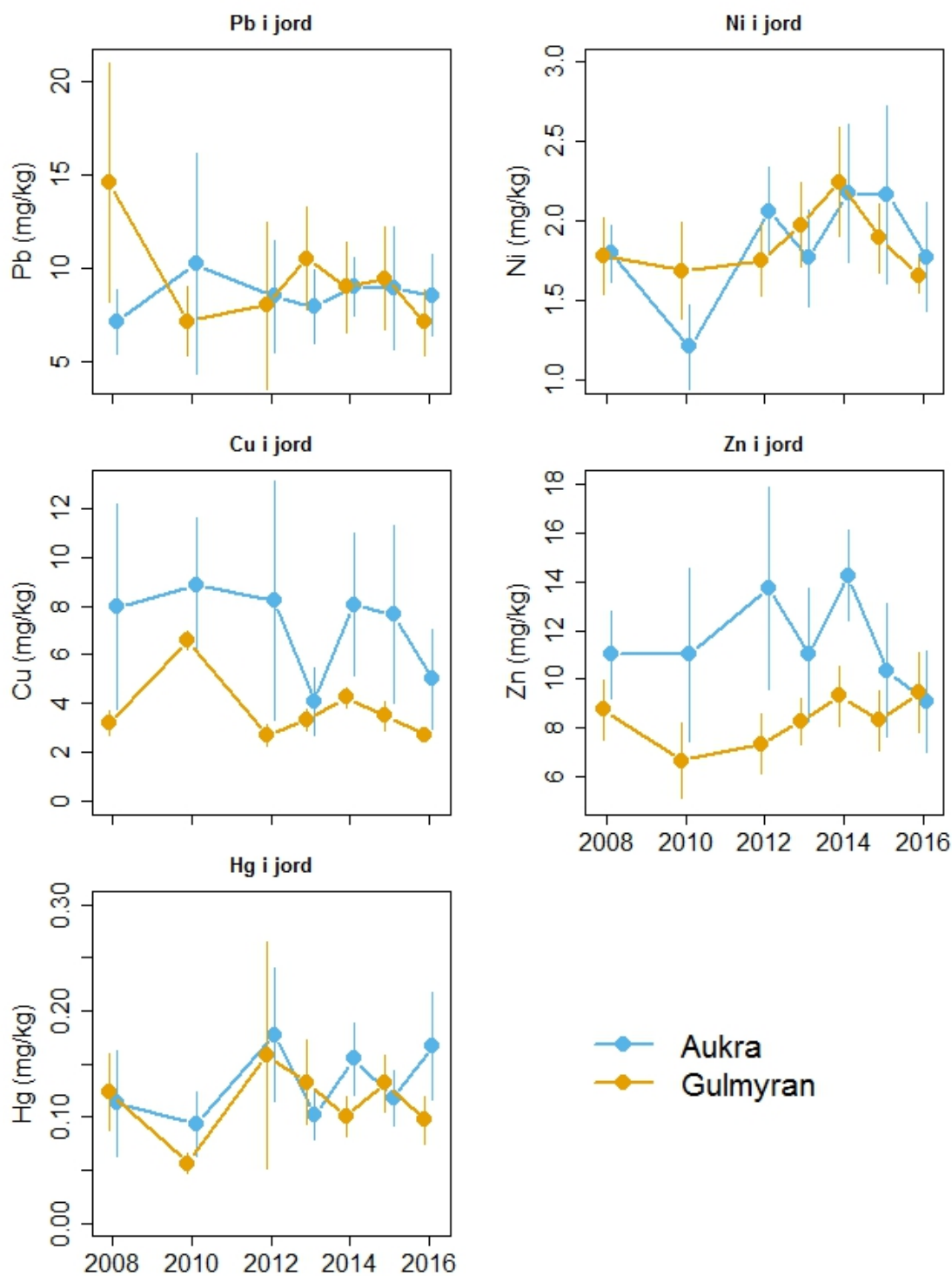
Kvikksølv (Hg) i humusjord varierer noe mellom år, men viser ingen signifikante endringer over tid (**tabell 10** og **figur 17**). Generelt er kvikksølvinnholdet i jord svakt høyere på Aukra enn på Gulmyran, noe som stemmer overens med blyinnholdet i jordvann (**figur 15**).

**Tabell 10.** Modellestimater for forskjeller i tungmetallene Pb, Ni, Cu, Zn og Hg i humusjord mellom lokalitetene Aukra (A) og Gulmyran (G) og utvikling over tid.

Variabel	Intercept	P	Lokalitet	P	År	P	Interaksjon	P	Beskrivelse
Pb	8,33	***	8,34	**	1,91		-11,39	***	Redusjon etter 2008 på G, men ikke på A.
					0,16		-8,8	**	Høyere enn A i 2008, men ikke etterpå.
					-0,38		-5,75	°	
					0,7		-8,37	*	
					0,62		-7,81	*	
					0,22		-9,76	**	
Ni <sup>num</sup>	1,64	***	0,01		0,04	*			Økning over tid.
Cu <sup>num</sup>	8,15	***	-3,07	*	-0,25	*			Svak nedgang over tid (men store fluktuasjoner). A > G
Zn <sup>num</sup>	11,11	***	-3,31	*	0,08				A > G
Hg <sup>num</sup>	0,12	***	0,003		-0,02				Ingen sign. endring.

'Intercept' er modellens utgangsverdi på lokalitet A og år 1 av tidsserien. 'Lokalitet' er forskjellen mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. 'År' er forskjellen mellom 1. år og årene etter for intercept-lokaliteten. 'Interaksjon' er forskjellen i tidsutvikling (år) mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. Hvis det ikke er noen interaksjon så gjelder verdiene for 'år' i begge lokalitetene. For variabler merket med 'num' ble 'år' brukt som en numerisk forklaringsvariabel. Stjerner viser signifikansnivået P: \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05, °<0,1.





**Figur 17.** Tungmetaller i jord ved Aukra og Gulmyran fra 2013 til 2016. Punkter viser gjennomsnittsverdier i det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).

## 4.4 Kjemiske analyser av lav og moser

### Stabile elementer

Innhold av mangan (Mn), fosfor (P), svovel (S), kobber (Cu) og kvikksølv (Hg) viste verken økning eller nedgang over tid på tvers av (uavhengig av) artene lys reinlav, heigråmose og furutorvmose (**tabell 11** og **figur 18**). Det er imidlertid en svak økning i P i lys reinlav på Aukra fra 2010 til 2016, nedgang i Cu i heigråmose på Aukra. Hg viser en markant økning i heigråmose på begge lokaliteter.

### Elementer som viser økning

Innhold av aluminium (Al), barium (Ba), jern (Fe), natrium (Na), strontium (Sr), titan (Ti) og nikkel (Ni) viste alle en økning over tid, på tvers av (uavhengig av) artene lys reinlav, heigråmose og furutorvmose på begge lokaliteter (**tabell 11** og **figur 19**).

### Elementer som viser nedgang.

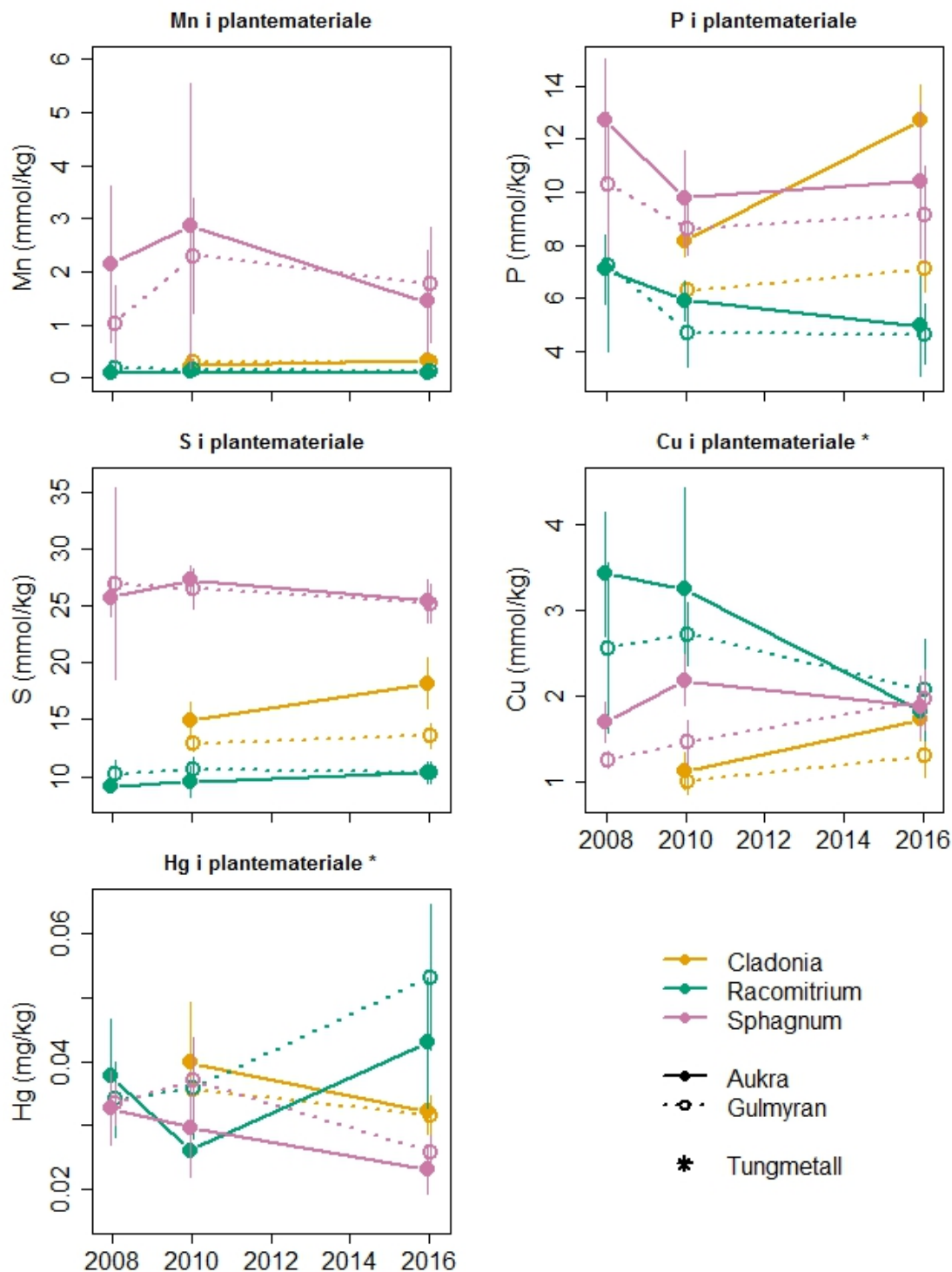
Innhold av bor (B), kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg), Kjeldal nitrogen (KjN), bly (Pb) og sink (Zn) viste alle en nedgang over tid, på tvers av (uavhengig av) artene lys reinlav, heigråmose og furutorvmose på begge lokaliteter (**tabell 11** og **figur 20**).

Bortsett fra Cu, er det ingen tendens i at tungmetallene (Cu, Ni, Hg, Pb og Zn) har høyeste verdier på Gulmyran, som antas å ha de største avsetningene av utslipp til luft fra bedriften. De fleste andre elementene har imidlertid høyeste verdier i plantene på Aukra.

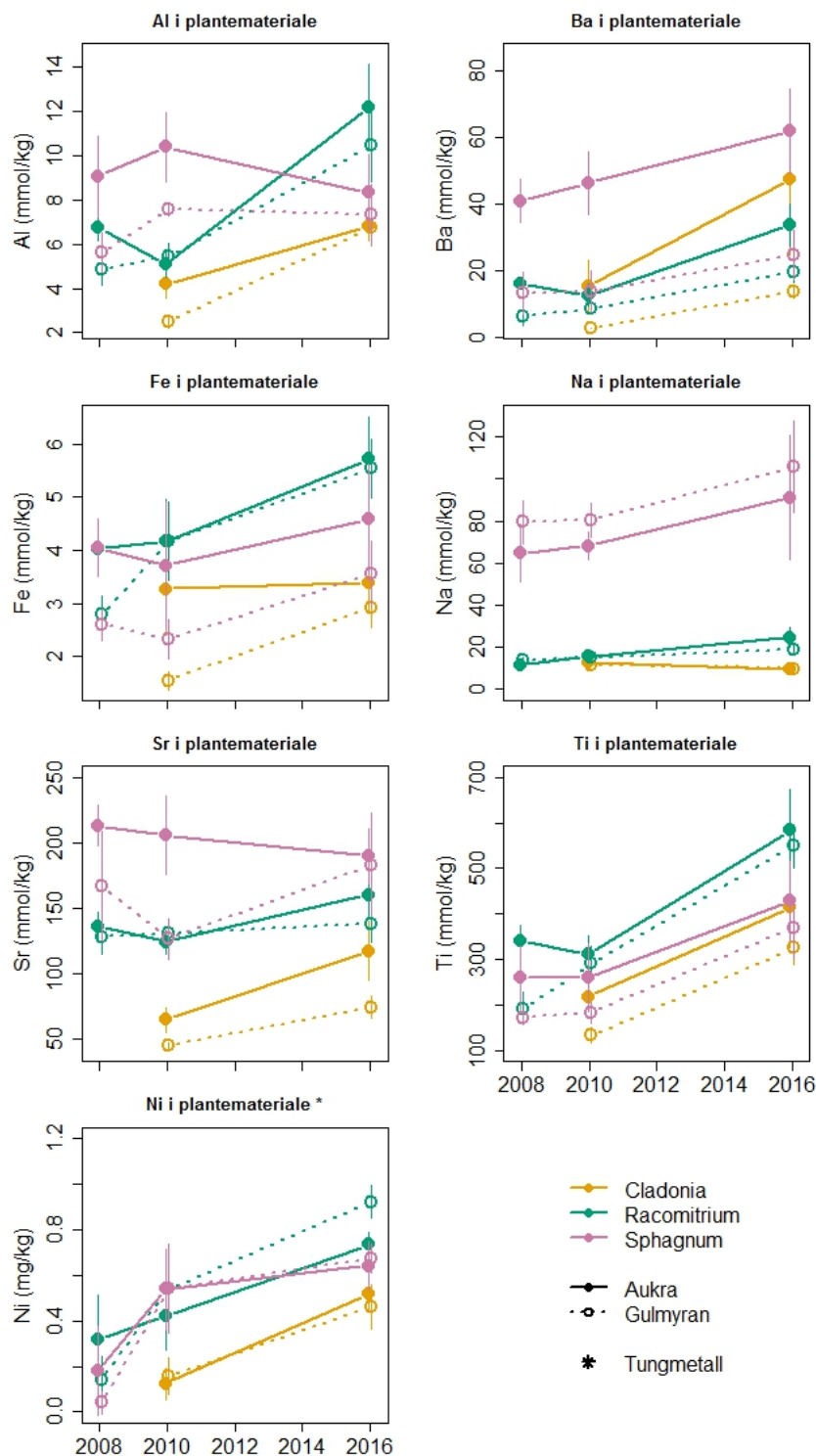
**Tabell 11.** Modell-estimer for forskjeller mellom lokalitetene og utvikling over tid for kjemiske elementer i plantevev, på tvers av lav og moser.

Variabel plantekjemi	Inter- cept	P	Lokalitet	P	År	P	Inter- aksjon	P	Beskrivelse
Pb	0,73	*	-0,1		-0,02	*			Reduksjon over tid.
Ni	0,18		0,001		0,06	***			Økning over tid.
Cu	2,15	*	-0,35	*	-0,02				A > G
Zn	30,39	°	-4,74		-2,4	**			Reduksjon over tid.
Hg	0,03	***	<0,0001		0,028				Ingen signifikant endring.
Al	6,02	*	-1,53	***	0,42	***			Økning over tid. A > G
B	215,96	*	-37,1	*	-7,07	**			Reduksjon over tid. A > G
Ba <sup>NB</sup>	6,09		15,93	***	1,65	**	1,47	*	Økning over tid. A > G
Ca	40,9	°	-7,82	*	-1,23	*			Reduksjon over tid. A > G
Fe	3,34	*	-0,93	***	0,18	***			Økning over tid. A > G
K	44,61		-5,005	*	-0,77	*			Reduksjon over tid. A > G
Mg	54,96	°	-4,02	*	-0,74	**			Reduksjon over tid. A > G
Mn	0,92		-0,02		-0,15				Ingen signifikant endring.
KjN <sup>NB</sup>	321,92	*	-20,25		-5,88	**	8,399	**	Reduksjon over tid på G, men ikke på A.
Na	27,4		4,48		1,73	***			Økning over tid.
P	9,25	*	-1,72	**	-0,06				A > G
S	17,17	°	-0,53		0,04				Ingen signifikant endring.
Sr	134,44	*	-27,23	***	2,55	**			Økning over tid. A > G
Ti	224,01	*	-74,75	***	31,76	***			Økning over tid. A > G

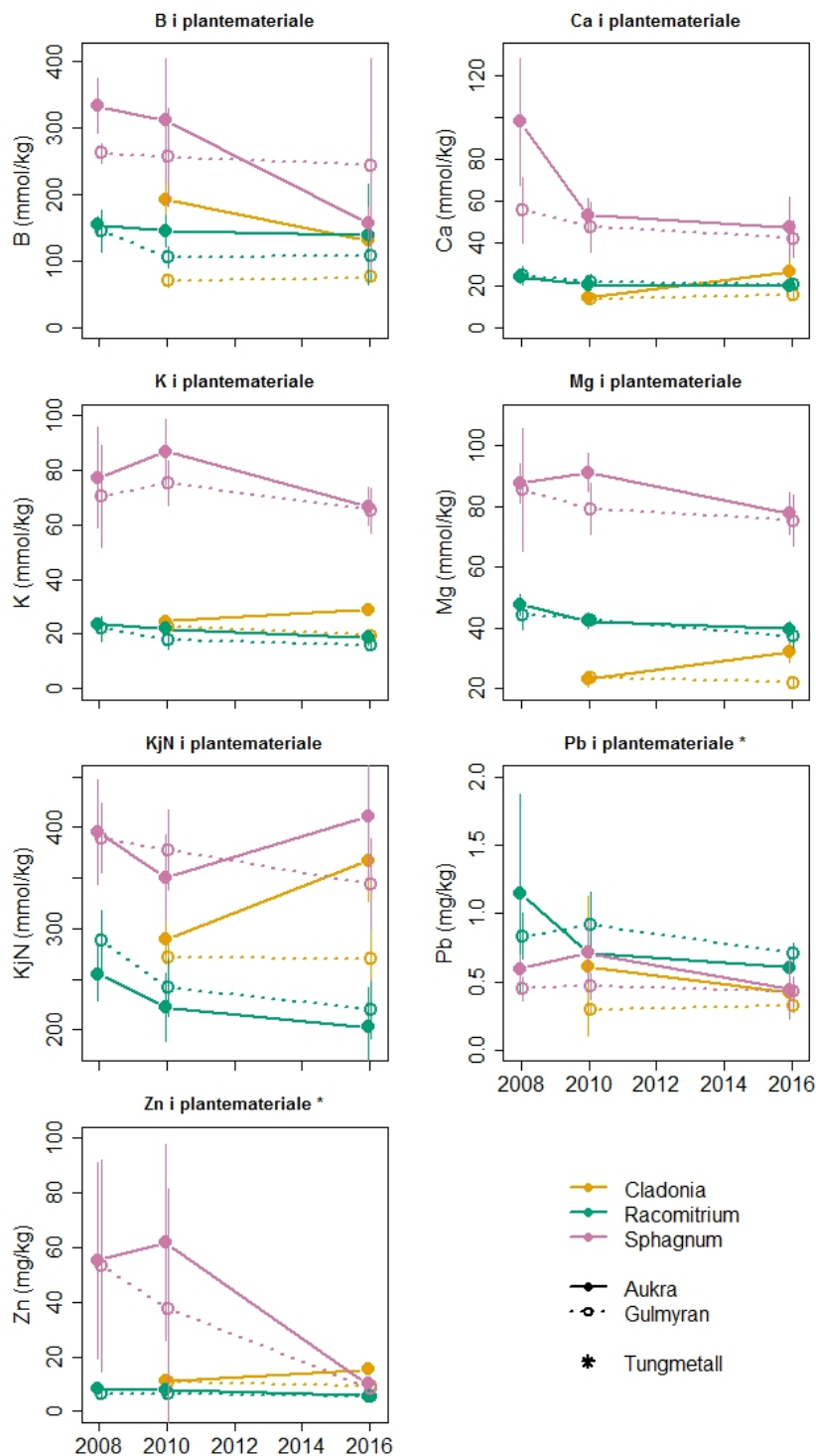
'Intercept' er modellens utgangsverdi i lokalitet A og år 1 av tidsserien (unntatt 'NB' merkete variabler, der gjelder det lokalitet G). 'Lokalitet' er forskjellen mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. 'År' er forskjellen mellom 1. år og årene etter for intercept-lokaliteten. 'Interaksjon' er forskjellen i tidsutvikling (år) mellom intercept-lokaliteten og den andre lokaliteten. Hvis det ikke er noen interaksjon, så gjelder verdiene for 'år' i begge lokalitetene. I plantekjemianalysen ble 'år' generelt brukt som en numerisk forklaringsvariabel. Stjerner viser signifikansnivået P: \*\*\*<0,001, \*\*<0,01, \*<0,05, °<0,1.



**Figur 18.** Kjemiske elementer i plantevevsprøver som viste verken økning eller nedgang over tid på tvers over artene lys reinlav (*Cladonia arbuscula*), heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), og furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*) på Aukra og Gulmyran. Punkter viser gjennomsnittsverdier for den respektive arten og det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).



**Figur 19.** Kjemiske elementer i plantevevsprøver som viste en økning over tid på tvers over artene lys reinlav (*Cladonia arbuscula*), heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), og furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*), på Aukra og Gulmyran. Punkter viser gjennomsnittsverdier for den respektive arten og det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).



**Figur 20.** Kjemiske elementer i plantevevsprøver som viste en nedgang over tid på tvers over artene lys reinlav (*Cladonia arbuscula*), heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*), og furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*) på Aukra og Gulmyran. Punkter viser gjennomsnittsverdier for den respektive arten og det respektive året og vertikale streker indikerer 95% konfidensintervaller for det respektive gjennomsnittet (= +/- 2 standardfeil).



## 5 Diskusjon og konklusjon

### 5.1 Vegetasjon

Det er tydelige vegetasjonsforskjeller mellom de to lokalitetene. Ulikhetene er trolig knyttet til tidligere bruk og annen menneskelig aktivitet, men endringene på begge lokalitetene ser ut til å gå i samme retning.

***Tuevegetasjon på myr og røsslyngheia endrer seg mot fuktigere forhold. Røsslyng viser stor avdøing og lavdekket reduseres.***

Vegetasjonsanalysene viser at røsslyngheia og tuemyrene har endret karakter mot noe fuktigere plantesamfunn. De største endringene er sterk reduksjon av røsslyng og en signifikant tilbakegang av mindre fuktighetskrevende lavarter og mosene heigråmose og heiflette, der sistnevnte ofte er sterkt knyttet til tette røsslyngbestander. Endringene kan bla. knyttes til endringer i klima.

Den betydelige tilbakegangen av røsslyng, både i røsslyngheia og fastmattemyr, skyldes avdøing av planten på grunn av vinterfrost de senere årene, kombinert med sterk vind, noe som tørker ut planten. Dette fenomenet er observert langs hele norskekysten de senere år, særlig i 2016 (Vesterbukt og Velle 2015, NFR-prosjektet LandPress: [www.uib.no/fg/eecrg/95158/landpress](http://www.uib.no/fg/eecrg/95158/landpress)).

Tilbakegang av lav, særlig lys reinlav, er størst på Aukra, noe som kan skyldes at lav beites av hjort og rådyr som har de største bestandene på Aukra. Vegetasjonen er her også tydelig påvirket av tråkk og slitasje fra hjortevilt. Men tilbakegang av lav er også ansett som indikasjon på nitrogen-eutrofiering (Bobbink og Hettelingh 2011).

***Fastmattemyr blir noe tørrere***

På de våteste delene av fastmattene på myrene ser det ut til å skje en endring mot noe tørrere vegetasjon. Særlig tilbakegang av vasstorvmose, som bare vokser på de våteste partiene, og framgang av kysttorvmose som vokser noe tørrere, indikerer dette. Dette er en naturlig prosess på våte nedbørsmyrer da torvmosene over tid vokser i høyden (se målinger av torvmosevekst i Aarrestad og Bakkestuen 2015) og hever vegetasjonen over grunnvannsstanden.

***Graminider går fram både i røsslyngheia, tuemyr og fastmattemyr***

Det er vist en svak framgang av graminider som duskull og torvull, særlig på Gulmyran. Dette kan være et første tegn på eutrofiering av vegetasjonen, da graminider (gress og halvgress) prefererer på tilført nitrogen, se diskusjon i kapittel 5.2.

#### **Konklusjon**

Bortsett fra en svak framgang av duskull og torvull som kan være et tidlig tegn på N-eutrofiering, er de andre observerte vegetasjonsendringene et resultat av klimatisk påvirkning, beite fra hjortevilt og naturlige prosesser i myrsystemene, og det er således lite sannsynlig at disse endringene skyldes utslipp til luft fra Ormen Lange landanlegg.

### 5.2 Vannkjemi

***Større forurensingsbelastning på Aukra enn på Gulmyran.***

Det er en tydelig forskjell i vannkjemi mellom Aukra og Gulmyran (figur 14 og 15). Gjennomsnittsverdiene for ledningsevne, surhet (lavere pH verdier), total nitrogen og tungmetallene bly, nikkel, kopper, sink og kvikksølv er til dels betydelig høyere på Aukra enn på Gulmyran, helt fra starten av overvåkingen i 2008. Den tydelige høyere forurensningssituasjonen på Aukra er trolig knyttet til bakgrunns-verdier som skyldes tidligere utnyttelse av myrene med uttak av torv, grunnere torvtykkelse med mer tilgang på mineraler fra berggrunn og forurensinger fra vegtrafikk og annen menneskelig aktivitet. Dette innebærer at Aukra trolig ikke er et godt egnet referanseområde for utviklingen i Gulmyran som antas å være mer påvirket av nedfall fra anlegget.

Vannkjemidataene viser en stor variasjon mellom år. Dette skyldes klimatiske årsaker knyttet til ulike nedbørmengder i forkant av prøvemålingene (bla. sjøsaltavsetninger ved stormer), men begge lokalitetene er prøve-tatt under samme værforhold og den relative forskjellen mellom lokalitetene burde derfor være sammenlignbar.

### Ledningsevne

#### **Ledningsevnen indikerer ikke økte konsentrasjoner av salter og mineraler i jordvann**

Ledningsevnen til vann er et mål for kapasiteten til vannet til å lede elektrisk strøm. Den er direkte relatert til konsentrasjonen av salter/mineraler som er oppløst i vann, og derfor til totalt oppløste elementer. Mineraler kan avsettes fra luften til myrsystemet og oppløses til positivt ladede ioner og negativt ladede ioner, som leder elektrisitet. Således kan ledningsevnen i jordvann anvendes som et indirekte mål for luftforurensning.

Vannets ledningsevne varierer mellom år likt på begge lokalitetene (**figur 14**), og det er en svak nedgang i ledningsevne på begge lokalitetene fra 2008 til 2016. Det er således lite sannsynlig at de relativt små utslippene fra Ormen Lange prosessanlegg påvirker ledningsevnen i jordvannet.

### pH

#### **Svak tendens til forsuring av jordvann på Gulmyran**

pH-verdien er et mål på surhet. Dess lavere verdien er, dess mer sur oppløsning. Den gjennomsnittlige pH-verdien av jordvann har variert noe, særlig på Gulmyran, og det er en tendens til endring mot lavere verdier, særlig på Aukra (**figur 14**). Dette har sannsynligvis en sammenheng med de generelt høyere urbane forurensningspåvirkningene i dette området.

### Nitrogen

#### **Ingen økning av N-komponenter i jordvann**

N er det begrensende næringsstoff for plantevekst i flere terrestriske økosystemer. Høyt N-avsetning fører til en økning av næringsstoffer i jord (eutrofiering, gjødsling), økt planteproduktivitet (spesielt gress), jordforsuring og mykorrhizainfeksjon, noe som igjen kan påvirke faunaen (Bobbink mfl. 2010). Økt primærproduksjon fører til redusert artsrikhet over tid. Eutrofiering av økosystemene på grunn av luftbåren N er av FN anerkjent som en av de største truslene mot verdens biologiske mangfold (MA 2005). I dette prosjektet har vi målt ammonium-nitrogen som er den viktigste kilden til N for plantevekst, og Kjeldahl-N som er et mål på summen av organisk nitrogen. Endringer i artssammensetning og mengde av plantene er den første parameteren som vil reagere på økt N avsetning, før økning vil skje i jordvann og jord (Bobbink og Hettelingh 2011). Dette er fordi den økte tilgangen av N vil umiddelbart bli tatt opp i planter for biomasseproduksjon. Når plantene ikke lenger kan ta opp mer nitrogen, vil nitrogen og hydrogen vil lekke ut til jordsmonnet og jordvannet.

N-innholdet av jordvann ved begge lokaliteter er svært lavt, noe som indikerer en lav produktivitet i økosystemet eller at plantene bruker opp alt tilgjengelig nitrogen (**figur 14**). Mengden av N-komponenter i jordvann har blitt redusert over tid, og det er således ingen økning relatert til utslipp fra bedriften eller fra lekkasje av N til jordvann fra omkringliggende vegetasjon. Hvis det er tilført N til økosystemet, må det ha blitt tatt opp av plantene til økt biomasseproduksjon (se under vegetasjon kap.5.1).

### Tungmetaller

#### **Generelt små endringer, men kvikksølv og nikkel øker i jordvann på begge lokaliteter**

Tungmetaller kan være skadelig for levende organismer. Konsentrasjonene av tungmetaller i jordvann på begge lokaliteter er svært små, noe som reflekterer et relativt ikke-forurensset miljø (**figur 15**). Konsentrasjonene av bly, kobber og sink har enten blitt redusert eller har vært relativt konstant fra 2008 til 2016. Derimot har det skjedd en økning av nikkel og kvikksølv på begge lokaliteter, noe som høyst sannsynlig må ha vært tilført fra luft.

Konsentrasjonene av Pb og Zn i jordvann i det overvåkede området tilsvarer omtrent de veide gjennomsnittlige årlige konsentrasjonene i nedbør fra den nærliggende EMEP-stasjonen ved

Kårvatn - (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe) (Aas mfl. 2012).

De foreslåtte årlige gjennomsnittlige miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) i EUs vanndirektiv (<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Vann-og-vassdrag/EUs-vanndirektiv/>) er 7,8 ng/ml for Cu, 11 ng/ml for Zn, 1,2 ng/ml for Pb og 4 ng/ml for Ni, og maksimumsverdien for Hg er 70 ng/l (Miljødirektoratet 2013, [http://miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/tema/for%20n%C3%A6ringsliv/miljo-forum2013/21\\_Beckius.pdf](http://miljodirektoratet.no/Global/dokumenter/tema/for%20n%C3%A6ringsliv/miljo-forum2013/21_Beckius.pdf)).

Sammenlignet med disse standardene ligger de målte konsentrasjoner av tungmetaller ved Aukra og Gulmyran under disse kritiske grensene (se **figur 15**).

Mengden av Hg, derimot, har økt betydelig etter oppstart av prosessanlegget fra en gjennomsnittsverdi på 2,8 ng/l ved Aukra og 3,4 ng/l ved Gulmyran i 2008 til 21,2 og 16,9 ng/ml i 2015, med noe reduksjon i 2016 (**figur 14**). De målte konsentrasjonene er alle år etter oppstart også høyere enn den norske gjennomsnittlige årlige konsentrasjonsverdi i nedbør (5,3 ng/l ved Birkenes), (Aas mfl. 2012). Sammenlignet med denne bakgrunns-avsetningen og den foreslåtte maksimale miljøstandard på 70 ng/l i vanndirektivet, er økningen av Hg i jordvann etter oppstart av prosessanlegget noe bekymringsfullt.

## 5.3 Kjemisk innhold i humusjord

### pH og nitrogen

#### *Humusjorden blir svakt surere, men ingen eutrofiering av jordsmonnet*

Det er en reduksjon i pH-verdien av torv jord på begge lokaliteter fra 2008 til 2016 (0,33 pH-enheter), noe som indikerer en svak forsuring i det øvre torv humuslaget eksponert mot luft (**figur 16**). Hvis spredningsberegningen utført av McInnes mfl. (2008) stemmer med de virkelige forhold, skulle man forvente en større nedgang i pH på Gulmyran, der avsetningene er vurdert til å være høyest. Imidlertid er våre registreringer av miljøendringer nokså lik på de to lokalitetene, og vi stiller et spørsmål om Gulmyran virkelig har et høyere nedfall enn lokaliteten på Aukra. I så fall er årsaken til pH-endringen enten et resultat av forsurende stoffer fra bedrifter i området eller den representerer en generell nedgang i pH i området av andre mer langtidsbaserte årsaker. En langtidsnedgang i pH står imidlertid i motsetning til resultater fra andre overvåkingsprogram i Norge der pH i jord over en 20 årsperiode stort sett øker fordi langtransportert sur nedbør har avtatt betraktelig, og fordi klimaendringene med et varmere klima fører til en raskere nedbrytning av humus, noe som frigjør næringsemner og hever pH i jord (Framstad mfl. 2016).

De stabile verdiene for totalt Kjeldahl-N (**figur 16**) og de avtakende verdier av ammonium-nitrogen indikerer nesten ingen mineralisering av humus og svært lite tilgjengelig N for plantene. Så langt er det ingen indikasjon på at nitrogenutslipp fra Ormen Lange prosessanlegg har ført til en målbar eutrofiering av jordsmonnet.

### Tungmetaller

#### *Små endringer, men kvikksølv øker svakt på Aukra*

Som for jordvann er konsentrasjonene av tungmetallene (Hg\*, Ni\*, Zn\*, Pb\*, Cu\*) i torvhumus svært små på begge lokaliteter, og det er heller ingen særlige endringer over tid (**figur 17**). Hg\* har imidlertid økt noe på Aukra.

\*= totalanalyse av tungmetaller analysert ved NILU, se kapittel 3.4.

De andre elementene er analysert ved NIBIO, se kapittel 3.4.

## 5.4 Kjemisk innhold i planter

### ***Nivåene av tungmetaller ligger omtrent på samme nivå som upåvirkede områder***

Endringene i plantekjemi i heigråmose, furutorvmose og lys reinlav viser små endringer, noen elementer viser ingen signifikante endringer i plantevev (**figur 17**), andre er stabile (**figur 18**) og noen viser økning på tvers av artene (**figur 20**). Nivåene for total tungmetallene Hg\*, Ni\*, Zn\*, Pb\* og Cu\* stemmer godt overens med nivåer fra nasjonale overvåkingsprogram av tungmetaller i moser i nærliggende områder som ikke er påvirket av industriutslipp (Steinnes mfl. 2016).

### ***Svak økning av tungmetaller i heigråmose og lys reinlav kan skyldes utslipp fra bedriften***

De elementene som viser økning for alle arter (Al, Ba, Fe, Na, Sr, Ti, og Ni\*) viser de samme trendene på begge lokalitetene. Det viser seg imidlertid at de artene som har vist tydelig tilbakegang, heigråmose og lys reinlav også viser økte konsentrasjonen av tungmetaller og andre stoffer. Heigråmose viser økt innhold av Hg (**figur 17**), Al, Fe, Ti og Ni\* (**figur 17 og 18**), men lys reinlav har økte konsentrasjoner av Al, Ba, Cu\*, Sr, Ti og Ni\* (**figur 18**). Her må det imidlertid nevnes at målingen for reinlav bare er utført to ganger, i 2010 og 2016, så år til år variasjoner kan ikke utelukkes. Nivåene er imidlertid så lave at man av denne grunn ikke skulle forvente reduksjon i plantevekst, jf. kapittel 4.1.1.

## 5.5 Hovedkonklusjon

Analysene av vegetasjon, plantekjemi og kjemiske analyser av jordvann og humusjord fra 2008 til 2016 viser små endringer i de overvåkede parametere. Som et resultat av statistiske analyser er det foreløpig liten grunn til å tro at endringer i de fleste av parametere skyldes utslipp fra Ormen Lange landanlegg. Generelt er forurensingsnivået på de analyserte lokalitetene små.

Utslipp av forsurende stoffer kan imidlertid ha bidratt til en svak forsurening av jordhumus. Hvis utslippene fra bedriften inneholder de aktuelle tungmetallene, kan man ikke se bort fra at utslippene fra prosessanlegget kan ha økt mengden av kvikksølv og nikkel i jordvann, og bidratt til økt innhold av tungmetaller som kvikksølv, nikkel og titan i plantevev, selv om endringene er relativt små. Man bør også være oppmerksom på at den svake framgangen av graminider og tilbakegang av lav kan være et tidlig tegn på begynnende nitrogen-eutrofiering av økosystemet.

## 6 Overvåkingsmetodikk og anbefaling for videre overvåking

I løpet av overvåkingsperioden fra 2008 til 2016 har programmet endret metodikk etter erfaringer og resultater underveis. Overvåking av plantevekst på røsslyng, dvergbjørk og furutorvmose er tatt ut av overvåkingen på grunn av store problemer med beitende hjortedyr, der særlig lokaliteten på Aukra er betydelig påvirket av tråkk og beite.

Antall analyseprøver av jordvann og humusjord er økt på begge lokalitetene for å gi et bedre materiale til statistiske analyser. I 2010 ble det lagt ut nye felter på tuemyr for å øke tørr-fuktighetsgradienten på myr. I samråd med AS Norske Shell ble jordprøvene fra hver av analyseområdene for vegetasjonens artssammensetning ikke samlet inn og analysert i 2016. Disse jordprøvene ble tatt i 2008 først og fremst for å se på næringsgrunnlaget til de ulike vegetasjonstypene, med tanke på vurdering om vi hadde valgt ut tilsvarende vegetasjonsfelter på de to lokalitetene Aukra og Gulmyran. Dessuten er slike jordprøver lite anvendelig for å måle små endringer i jordsmonnet over tid.

Overvåkingen har vist at lokaliteten på Aukra er blitt mye mer påvirket av hjortedyr enn da den ble lagt ut. I tillegg er den påvirket av tidligere torvuttak og viser større urban bakgrunnsforurensning enn Gulmyran, som er et intakt økosystem med svært lite ytre påvirkninger. Lokaliteten på Aukra ble i 2014 også utsatt for av grøfting rett utenfor analyseområdet, med innsig fra vann fra nærliggende område. Tatt i betraktning at vi også er svært usikre på om Aukra virkelig har lavere avsetninger enn Gulmyran, er lokaliteten nå lite egnet som et referanseområde med minimale avsetninger fra utslipp fra prosessanlegget på Nyhamna. Vi foreslår derfor å legge ned denne lokaliteten og etablere en ny referanselokalitet sør for Aukra i et område som ikke har nedfall fra bedriften. Lokaliteten må da analyseres etter samme metodikk som ved dagens overvåking på Gulmyran. Gode lokaliteter uten påvirkning fra urban infrastruktur finnes på Harøya og Fjørtoft sørvest for Aukra.

Overvåking av lokalitet Gulmyran bør fortsette etter dagens metodikk, med årlige analyser av de kjemiske parameterne i jordvann og humusjord, samt analyser av innhold av tungmetaller i heigråmose, furutorvmose og lav. Det bør også utføres en ny vegetasjonsanalyse hver femte år, bla. for å se om innslag av graminider øker på.

Hvis man likevel ønsker å opprettholde lokalitet Aukra, bør det måles nedfall av nitrogen, svovel og metallelementer på hver av lokalitetene Aukra og Gulmyran, for å se hvilken lokalitet som får mest nedfall av forurensende stoffer. En slik overvåking ble opprettet ved Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit ved Hammerfest (se Aarrestad mfl. 2006, 2008, 2014b).



## 7 Referanser

- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. - *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, D.J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M.R., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition, effects on plant terrestrial biodiversity: a synthesis. - *Ecological Applications* 20: 30-59.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. (red.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010*. Noordwijkerhout, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Gjerstad, K.I., Låg, M., Reitan, O. & Aarrestad, P.A. 2006. Spredningsberegninger og konsekvensvurderinger for utslipp til luft fra gasskraftverk i Elnesvågen. - *NILU OR 86*: 1-37.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell University, Ithaca, NY, US.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- Knudsen, S., Traaen, T. & Aarrestad, P. A. 2002. Ilandføringsterminalen for Ormen Lange. Konsekvenser av utslipp til luft. - *NILU OR 47*: 1-55.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. 2016. lmerTest: Tests in Linear Mixed Effects Models. - R package version 2.0-32. <https://CRAN.R-project.org/package=lmerTest>.
- McInnes, H., Knudsen, S., Solberg, S., Wathne, B. M., Høgåsen, T., Aarrestad, P. A. & Reitan, O. 2008. Ormen Lange landanlegg. Konsekvenser av utslipp til luft - oppdatering av tidligere rapport. - *NILU OR 4/2008*: 46.
- Norsk Hydro 2002. Norsk Hydro, Ormen Lange konsekvensutredning landanlegg på Nyhamna, november 2002. - Norsk Hydro rapport. Oslo. 236 s.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Ås. 23 pp.
- R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. ed.3. - Freeman, New York.
- Sigmond, E., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge. M. 1 : 1 mill. - *Norges geol. Unders., Statens kartverk. Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.2.1*.
- Steinnes, E., Uggerud, H.T., Pfaffhuber, K.A. & Torunn Berg, T. 2016. Atmospheric deposition of heavy metals in Norway, National moss survey 2015 – Miljødirektoratet rapport M-594 | 2016.
- Vesterbukt, P. & Velle, L.G. 2015. Kartlegging av viktige naturtyper på Sør-Gjæslingan. Vikna kommune, Nord-Trøndelag fylke. - *Bioforsk Rapport Vol. 10, nr. 52*.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R. H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. - *NIJOS rapport 08/2001*: 1-46.
- Aarrestad, P. A., Bjerke, J. W., Hagen, D. & Tømmervik, H. 2006. Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord - grunnlagsundersøkelser 2006. - *NINA Rapport 210*. 33 pp. + Vedlegg.
- Aarrestad, P. A., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B. 2008. Statoil-Hydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord - gjenanalyser 2008. - *NINA Rapport 421*: 50 s. + Vedlegg.

- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2009. Environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant. - Vegetation and soil - annual report 2009 - NINA Minirapport 277. 7 pp.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Wilmann, B. 2009. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg. Overvåking av vegetasjon og jord – grunnlagsundersøkelse 2008. – NINA Rapport 440. 30 s.+ Vedlegg
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Myklebost, H. 2011. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg og Reservegasskraftverk på Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser og nyetablering av overvåkingsfelter i 2010. – NINA Rapport 690. 60 s. (inkl. Vedlegg).
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2012. Environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant and the Reserve Power Plant at Nyhamna, Gossa. Vegetation and soil - Annual report 2011. Plant growth studies 2008 - 2011 - NINA Mini-report 366. 10 pp + Attachments.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Myklebost, H. 2013. Environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant at Nyhamna, Gossa. Vegetation and soil - annual report 2012. Plant growth of red bog moss and chemical content of soil and soil water 2008 – 2012. - NINA Minirapport 440. 20pp.
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2014. Environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant at Nyhamna, Gossa. Vegetation and soil - annual report 2014. - NINA Minirapport 519. 26 pp.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Myklebost, H. 2014a. Environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant at Nyhamna, Gossa. Vegetation and soil - annual report 2013. - NINA Minirapport 483. 25pp.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hak, C., Lunder, H., Myklebost, H.E., Westergaard, K.B. & Åström, J. 2014b. Statoils overvåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser i 2013. - NINA Rapport 1017. 71 s.
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2015. Environmental monitoring program for the Ormen Lange Onshore Processing Plant at Nyhamna, Gossa. Vegetation and soil - annual report 2015. - NINA Minirapport 596. 30 pp.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2011. - Statlig program for forurensningsovervåking Rapportnr. 1136/2012. NILU OR 41/2012.





Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-3056-8

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger