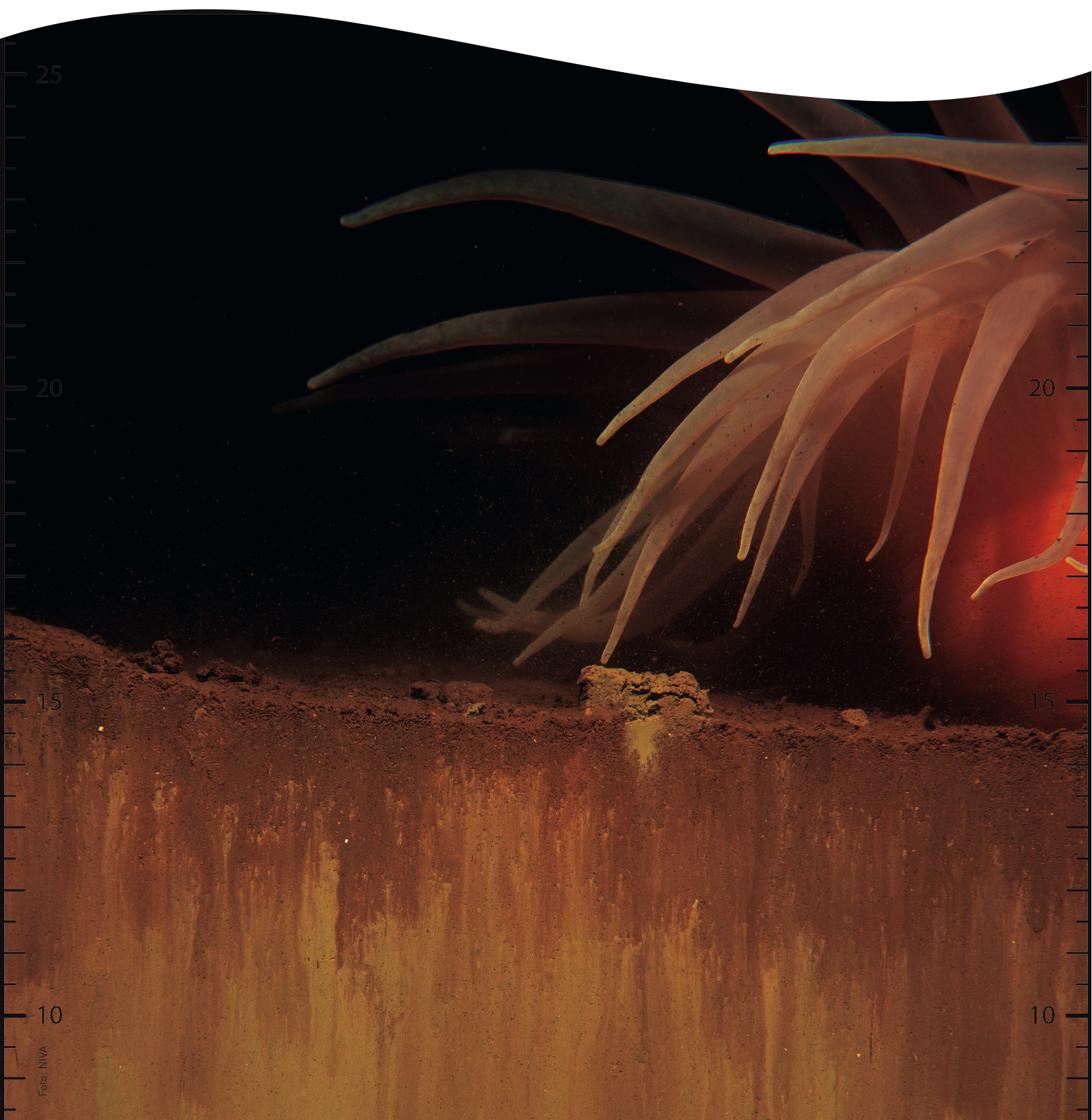


SPI og bløtbunnsfauna

Sammenligning av klassifisering og vurdering av bruksområder



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel SPI og bløtbunnsfauna – Sammenligning av klassifisering og vurdering av bruksområder	Løpenummer 7328-2019	Dato 02.01.2019
Forfatter(e) Bjørnar Beylich, Gunhild Borgersen, Hilde Trannum, Dag Hjermann	Fagområde Overvåking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 28

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse Maria Pettersvik Arvnes
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 180288

Sammendrag

Vi har sammenlignet tilstandsklassifisering med BHQ (Benthic Habitat Quality)-indeksen for SPI (Sediment Profile Imagery) og nEQR (normalisert Ecological Quality Ratio) for bløtbunnsfauna. Tilstandsklassifiseringen hadde i et fem-delt klasse system («Svært god», «God», «Moderat», «Dårlig» og «Meget dårlig») et samsvar på 50 % mellom BHQ og nEQR. Ved gruppering av «Svært god» og «God» sammen, og «Moderat», «Dårlig» og «Meget dårlig» sammen, var samsvaret 72%. I tillegg har vi vurdert hvilke bruksområder SPI kan ha i miljøovervåking, både som tillegg til og som erstatning for bløtbunnsfauna. Vi mener at BHQ kan benyttes for å klassifisere miljøforhold i sediment, men denne klassifisering avviker ofte fra klassifisering basert på bløtbunnsfauna og vi mener derfor at SPI ikke kan erstatte bløtbunnsfauna på generell basis, men være et rimeligere alternativ i noen sammenhenger. Om og når klassifisering basert på BHQ potensielt kan benyttes under vannforskriften er utenfor rammen av denne rapporten.

Fire emneord	Four keywords
1. SPI	1. SPI
2. Bløtbunnsfauna	2. Benthic fauna
3. Sediment	3. Sediment
4. BHQ	4. BHQ

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Bjørnar Beylich
Prosjektleder

Mats Walday
Kvalitetssikrer

Marianne Olsen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7063-1
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

**SPI og bløtbunnsfauna -
Sammenligning av klassifisering og vurdering av
bruksområder**

Forord

Denne rapporten er utarbeidet av NIVA, på oppdrag fra Miljødirektoratet. Prosjektet har som mål å vurdere fordeler og ulemper ved bruk av Sedimentprofilfotografering (SPI) sammenlignet med undersøkelser av bløtbunnsfauna, samt å vurdere tilstandsklassifisering basert på disse metodene opp mot hverandre. Både for å vurdere samsvar mellom metodene og å identifisere muligheter for en eventuell tilpasning av tilstandsklassifisering basert på SPI med tilstandsklassifisering basert på undersøkelser av bløtbunnsfauna. Bjørnar Beylich har vært prosjektleder og fagansvarlig for SPI, Gunhild Borgersen og Hilde Trannum har vært fagansvarlige for bløtbunnsfauna, Morten Schaanning for sedimentkjemi/redoks-forhold. Statistikk er utført av Dag Hjermann, sammenstilling av data ble utført av Jens Vedal og John Rune Selvik.

Oslo, 04.01.2018

Bjørnar Beylich

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	7
1.1	Formål med undersøkelsen	7
1.2	Bruk av SPI og faunaundersøkelser	7
2	Metode	10
3	Resultater	12
3.1.1	Støtteparametere fra fauna	16
3.1.2	Logistisk regresjon	17
4	Diskusjon	19
4.1	Tolkning av resultater.	19
4.2	Fordeler og ulemper med SPI sammenlignet med faunaundersøkelser	20
4.2.1	Visuelle utslipp og nedslamming.....	21
4.2.2	Dybdegradienter og andre påvirkningsgradienter	23
4.3	Endring av klassifisering og bruk av støtteparametere	23
4.3.1	Bruk og tolkninger av redokspotensiale i sedimentet	24
5	Konklusjon	26
6	Referanser	27

Sammendrag

Vi har sammenlignet tilstandsklassifisering med BHQ (Benthic Habitat Quality)-indeksen for SPI (Sediment Profile Imagery) og nEQR (normalisert Ecological Quality Ratio) for bløtbunnsfauna. SPI-data er hentet ut fra NIVAs SPI-database. Data for bløtbunnsfauna er hentet fra databasene til NIVA, Akvaplan NIVA og Uni Research. 121 stasjoner ble definert som sammenlignbare basert på et maksimalt avvik mellom prøvetakning med SPI og bløtbunnsfauna på 290m i distanse, et halvt år i tidsforskjell og 10m i dybdeforskjell.

Tilstandsklassifiseringen hadde i et fem-delt klasse system («Svært god», «God», «Moderat», «Dårlig» og «Meget dårlig») et samsvar på 50 % mellom BHQ og nEQR. Ved gruppering av «Svært god» og «God» sammen, og «Moderat», «Dårlig» og «Meget dårlig» sammen, var samsvaret 72%. Om og når klassifisering basert på BHQ potensielt kan benyttes under vannforskriften er utenfor rammen av denne rapporten.

Basert på logistisk regresjon, tror vi at det kan være et potensiale for å øke overenstemmelsen mellom SPI og bunnfaunaindeksers dersom man endrer BHQ-indeksen ved å legge til parametere (som registreres, men ikke inngår i indeksen) eller endrer vektningen av de ulike parametrene i indeksen i beregningen av tilstand. Dette vil i tilfelle kreve ytterligere arbeid med dataene, testing av nye modeller for indeksberegning og eventuelt flere sammenlignbare stasjoner med data for både SPI og bløtbunnsfauna.

BHQ kan benyttes for å klassifisere miljøforhold i sedimenter, men denne klassifisering avviker ofte fra klassifisering basert på bløtbunnsfauna og vi mener derfor at SPI ikke kan erstatte bløtbunnsfauna på generell basis, men være et rimeligere alternativ i noen sammenhenger. Kartlegging av gradienter i oksygenforhold med dyp og i påvirkning fra kjente kilder med avstand, kan nevnes som noen områder der SPI med fordel kan benyttes både frittstående og sammen med undersøkelser av bløtbunnsfauna. Særlig der man kartlegger forhold der utslipp eller påvirkning kan knyttes direkte til visuelle utslag i sedimentet kan SPI være et nyttig verktøy. Dersom man benytter dem som komplementære metoder, kan man for eksempel kartlegge påvirkningsområdet med SPI. Dette kan benyttes til å optimalisere prøvetakningsprogrammet for bløtbunnsfauna, ved både å redusere antall stasjoner eller bedre plassering av prøvetakningspunkter. I tillegg kan man bruke SPI til å få en bedre romlig eller temporal oppløsning i datasettet

Summary

Title: SPI and benthic fauna – Comparison and evaluation of classifications and applications

Year: 2018

Author(s): Bjørnar Beylich, Gunhild Borgersen, Hilde Trannum, Dag Hjermann

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7063-1

We have compared classification by Benthic Habitat Quality-index (BHQ-index) for Sediment Profile Imagery (SPI) and normalized Ecological Quality Ratio (nEQR) for benthic fauna. The SPI-data were collected from NIVAs SPI-database. Data on benthic fauna were collected from databases at NIVA, Akvaplan NIVA and Uni Research. 121 stations were defined as comparable based on a maximum deviation of 290 meters in distance, 6 months in time and 10 m in depth between SPI samples and benthic fauna samples.

Based on the five quality classes in the Water Framework Directive (“High”, “Good”, “Moderate”, “Bad”, and “Poor”) there was a 50% conformity between the BHQ and nEQR classifications. When grouping “High” and “Good” together and “Moderate”, “Bad”, and “Poor” together the conformity was 72%. Whether the BHQ classification can be used under the Water Framework Directive is outside the scope of this report.

Based on logistic regression, we think there is a potential to increase the compliance between SPI and benthic fauna classification by adding new parameters or changing the influence of the existing parameters in the index when assessing the classification. This requires further data analysis including testing of different models for classifications and potentially gathering more comparable data from the two methods.

The BHQ-index can be used for the classification of environmental conditions in marine sediment, however the classification often deviates from classification based on benthic fauna. It is our opinion that SPI cannot replace benthic fauna for classification on a general basis. However, it can be a more reasonable alternative in some situations. Mapping of gradients in oxygen conditions or effects of known sources of contamination are some examples where SPI may be a useful tool. Especially when the source of contamination is visual in nature, or produces effects which are visually detectable. When used as complimentary tools, SPI can be used to map which areas are affected, which can be used as a guide for a better sampling strategy for the benthic fauna. Both by reducing the number of samples required, and improving the placement of sampling stations. In addition, SPI-data can be used to obtain better spatial or temporal resolution of data.

1 Introduksjon

1.1 Formål med undersøkelsen

SPI har vært brukt som metode for å vurdere miljøtilstand i sedimenter i en rekke sammenheng, for eksempel med hensyn til eutrofi, oksygenforhold, tildekking av forurenset sediment, lagdelinger i sedimentet og kartlegging av utslipp.

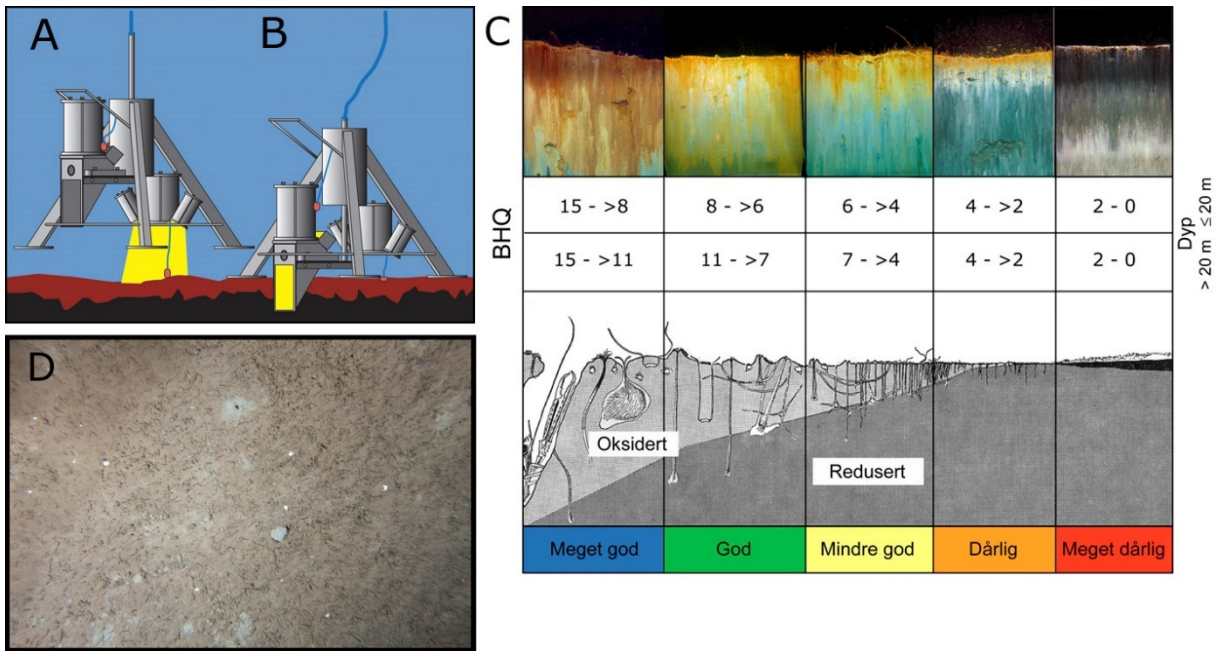
Tilstandsklassifiseringer basert på SPI og bløtbunnsfauna beskriver i første rekke i sammenheng med eutrofi og oksygenforhold. I Norge har vi god tradisjon for dette og inndelingen i klassifiseringssystemet for SPI er 5-delt, og har som målsetning å harmonisere med tilstandsklassifisering basert på bløtbunnsfauna etter vannforskriften (Rosenberg et al. 2004). I dag benyttes det fem ulike indekser for tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna, og ut fra disse beregnes en nEQR (normalisert Ecological Quality Ratio) som angir økologisk tilstand (Veileder 02:2018) .

Miljødirektoratet har bedt NIVA om å gjøre en vurdering av Sedimentprofil-fotografering (SPI) som et alternativ til prøvetaking av bløtbunnsfauna, med fokus på følgende punkter:

1. Når kan SPI brukes i stedet for grabb?
2. Er det mulig å lage et klassifiseringssystem for SPI som kan inngå i klassifiseringssystemet for økologisk tilstand?
3. Fordeler og svakheter med SPI kontra grabb

1.2 SPI

Sedimentprofilfotografering (SPI) er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sedimentforhold med tanke på både kjemi og fauna. Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste 8-25 cm av sedimentet. Bildet som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (**Figur 1**). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses opp til 25 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil som sammen med et hus fylt med ferskvann utgjør et prisme. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet. På riggen er det også montert et overflatekamera som tar et bilde ($\approx 1/4\text{m}^2$) av sedimentoverflaten rett før riggen når sedimentoverflaten.



Figur 1. Prinsippskisse for SPI-kamera og bildeanalyse. (A) Rigg over bunnen. Gult antyder at bilde av overflaten tas. (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og SPI bildet eksponeres. (C) Modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dyptgravende fauna (Meget god) til en grunnlevende, fattig fauna i påvirkede områder (Meget dårlig). Sedimentprofilbildet er vist i toppen av figuren, der brunt farget sediment indikerer oksidert, bioturbert sediment mens sortfarget sediment indikerer reduserte forhold. Grenseverdier for BHQ-miljøkvalitetsindeks for vanddyb ≤ 20 meter og > 20 m i samme skala som benyttes for marine sedimenter i EUs vanddirektiv er vist nederst (Pearson og Rosenberg 1978, Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg et al. 2004, Nilsson og Rosenberg 2006). (D) Eksempel av et overflatebilde med strukturer og børstemarkrør synlig.

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (små og store rør av børstemark, slangestjerner, fødegroper og fødehauger) og strukturer under sedimentoverflaten (synlig fauna, faunaganger og oksiderte hulrom i sedimentet) samt redoks-forhold i sedimentet (arPD). Indeksen varierer på en skala fra 0 til 15 og benyttes til å klassifiseres tilstand i et 5-delt klassesystem etter modell fra EUs vanddirektiv i henhold til Figur 1. (Rosenberg et al. 2004) Indeksen kan også sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksesjon (Pearson og Rosenberg 1978). I bunnområder hvor det er lagt ut tildekningsmateriale eller hvor det på annen måte har kommet til materiale fra antropogene utslipp kan man måle tykkelsen av dekklaget, tykkelse av laget med nytt sediment over dekklaget, og eventuelt vurdere andre synlige lagdelinger eller spor av tilførte partikler. Fra overflatebildene kan en studere og kvantifisere dyr på sedimentoverflaten og spor av deres aktivitet.

1.3 Faunaundersøkelser

Bløtbunnsfauna omfatter små dyr som lever i sedimentbunn bestående av leire, mudder eller sand. De består typisk av børstemark, muslinger, pigghuder og krepsdyr. De fleste artene er relativt stasjonære og må derfor være tilpasset miljøforholdene på stedet hvor de lever. Artssammensetningen vil derfor i stor grad reflektere miljøforholdene. Overvåking av bløtbunn er således en viktig metode for å dokumentere miljøtilstand og påvise mulige endringer over tid. Bunnfauna-undersøkelser gjøres på lokaliteter med sedimentbunn, fortrinnsvis der det er flat bunn med finkornet sediment (høy andel av leire og silt), og fokuserer på virvelløse dyr større enn 1 mm.

Bløtbunnsfauna påvirkes av flere typer miljøbelastninger. Organisk anrikning fra for eksempel avløpsvann, akvakultur og avrenning fra land eller annen forurensning kan reduserer artsmangfoldet og føre til at arter som er tolerante for forurensningen øker og at mer ømfintlige arter blir borte. Også fysiske forstyrrelser og høye konsentrasjoner av miljøgifter vil kunne medføre endringer i artssammensetningen.

For å klassifisere bløtbunnsfaunaen brukes ulike indekser, hvorav noen er basert på artsmangfold, mens andre også tar i betraktning graden av ømfintlighet til artene som er tilstede. Som nevnt over benyttes det i dag fem ulike indekser for klassifisering av bløtbunnsfauna, og ut fra disse beregnes en nEQR-verdi som angir økologisk tilstand i et fem-delt klassesystem(veileder 02:2018).

Som støtteparameter for bløtbunnsfaunaen brukes også innholdet av organisk karbon (TOC) i sedimentet, men den benyttes ikke i den endelige klassifiseringen. Også totalt nitrogen (TN) skal nå inngå som en obligatorisk parameter. Både TOC og TN har nettopp til hensikt å kunne gi en indikasjon på graden av organisk belastning, og videre kan forholdet mellom dem også grovt si noe om opphavet til det organiske materialet (detritus fra marine plankton eller makroalger eller terrestrisk materiale). Sist tas prøve til analyse av sedimentets kornstørrelse fordi dette er en svært viktig parameter for artssammensetningen, og fordi det brukes for å normalisere innholdet av organisk karbon. Klassifiseringen av bløtbunnsfauna brukes videre inn i tilstandsklassifiseringen av vannforekomstene, sammen med de øvrige kvalitetsselementene.

1.4 Klassifiseringsindeksene

Både BHQ-indeksen fra SPI og indeksene for bløtbunnsfauna er i utgangspunktet tilpasset eutrofipåvirkning i sedimentet. Det er altså i teorien mulig å sammenlikne dem med hverandre. Det foreligger resultater fra noen undersøkelser hvor både SPI og bløtbunnsfauna er undersøkt, men det er ikke testet i hvilken grad klassifisering etter BHQ-indeksen stemmer overens med bunnfaunaindeksene. I denne undersøkelsen blir dette gjort ved å se nærmere på de tidligere prøvetatte stasjoner hvor vi har data både for SPI og bunnfauna. I tillegg gjøres en faglig vurdering av når SPI kan brukes istedenfor eller i tillegg til bløtbunnsfauna, og hvilke svakheter og styrker SPI har sammenlignet med bunnfaunaundersøkelser, både når det gjelder eutrofiering og andre typer påvirkning. BHQ-indeksen har i en tidligere studie fra Sverige vist god korrelasjon med parametere brukt i tradisjonelle bunnfaunaundersøkelser (Rosenberg m. fl. 2004).

2 Metode

For å sammenligne BHQ-indeksen fra SPI-bilder med de ulike indeksene for bløtbunnsfauna brukte vi stasjoner hvor begge metodene er benyttet. SPI-data ble hentet inn fra NIVAs SPI-base som på det daværende tidspunkt hadde 1811 stasjonsbesøk som har fått utregnet en BHQ-indeks. Disse SPI-bildene er tatt mellom 2004 og 2016. Data for bløtbunnsfauna hentet fra databasene til NIVA, Akvaplan NIVA og Uni Research.

Vi valgte å definere hva vi kaller sammenlignbart til å være lokasjoner der SPI og bløtbunnsfauna har blitt prøvetatt med en avstand på mindre enn 250m og med et avvik i tid på maksimalt et halvt år. Treff for sammenlignbare stasjoner ble gjort ved å plote stasjoner for SPI og bløtbunnsfauna i arcMAP, som igjen plukket ut bløtbunnsstasjoner som ble funnet mindre enn 250 m fra en SPI-stasjon og som var tatt med mindre enn et halvt års (182 dagers) mellomrom. Ett treff ble dessuten lagt til manuelt da avstanden bare er 289 m og stasjonene for bløtbunnsfauna og SPI er i samme basseng prøvetatt på samme dyp og med bare 10 dagers mellomrom. Disse to stasjonene var en del av samme undersøkelse hvor en dybdegradient ble undersøkt med både SPI og bløtbunnsfauna.

Sammenlignbare stasjoner må også være fra omtrent samme dyp, derfor ble tre stasjoner som hadde dybdeavvik på mer enn 10 m strøket. Noen SPI-stasjoner fikk treff med to eller flere bløtbunnsfaunastasjoner, men vi valgte i 20 tilfeller å stryke én av disse stasjonene fordi det var et avvik i dyp på 7-10 m. Vi hadde også noen treff i områder der det har vært foretatt tynnsjikttildekking, disse ble ekskludert i tillegg til fire stasjoner med stor tilførsel av gruveavgang.

For å sammenligne stasjoner brukte vi gjennomsnittet av beregnede indekser og variable for hver stasjon. Disse ble presentert i plott og tabeller som viser hvordan indeksene samsvarer og hvor ofte indeksene gir ulik klassifisering. Videre ble det benyttet logistisk regresjon for å finne ut hvilke variabler som er bestemmende for at SPI-klassifisering ikke samsvarer med klassifisering basert på bløtbunnsfauna.

Vi gjorde også to analyser for å se hva som kjennetegner de stasjonene der SPI-indeksen korresponderte dårlig med klassifisering basert på bløtbunnsfauna: (1) Vi plukket ut stasjoner som hadde fått BHQ-klasse «Meget god/God» og delte disse igjen i to grupper; de stasjonene som hadde fått «Meget god/God» basert på fauna (som vi kalte «OK»), og de som hadde fått «Mindre god/Dårlig/Meget dårlig» basert på fauna (som vi kalte «Ikke OK»). (2) Vi plukket ut stasjoner som hadde fått BHQ-klasse «Mindre god/Dårlig/Meget dårlig» og delte disse i de to samme gruppene som over, det vil si om de hadde fått «Mindre god/Dårlig/Meget dårlig» (kalt «OK») eller «Meget god/God» (kalt «Ikke OK») basert på fauna. Merk at dette er en «grovinndeling» i klassifisering; en stasjon som SPI klassifiserer som «god» og som fauna klassifiserer som «meget god» (eller omvendt) vil få «OK».

I begge analysene brukte vi multippel logistisk regresjon med OK/Ikke OK som respons, og «score» for de ulike BHQ-elementene (føddegrøper, faunaganger, redoks-forhold etc.) som forklaringsvariabler. I tillegg brukte vi penetrasjonsdyp, dvs. hvor langt SPI-kameraet trenger ned i sedimentet.

Multippel logistisk regresjon vil si at man søker etter den matematiske kombinasjonen av ulike forklaringsvariabler som best kan forklarer sannsynligheten for at stasjonen er «OK» klassifisert. Matematisk kan dette uttrykkes slik:

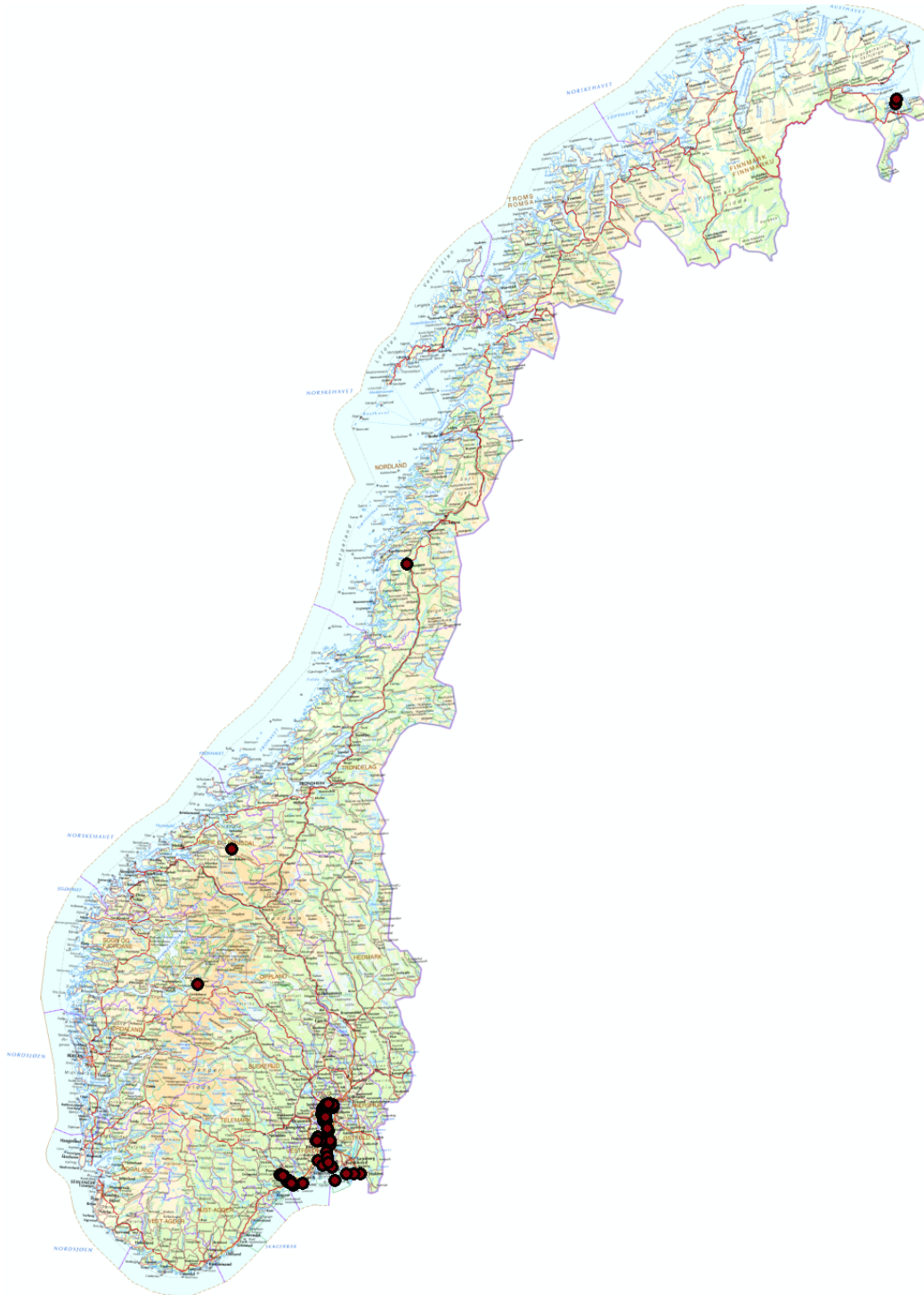
$$\log\left(\frac{P_i}{1 - P_i}\right) = a + bX_i + cY_i + dZ_i + \dots + \varepsilon_i$$

der P_i er sannsynligheten for at stasjon nr. i er OK klassifisert, og X_i , Y_i , og Z_i er verdier for tre forklaringsvariabler på denne stasjonen.

Vi brukte det såkalte BIC-kriteriet for å finne den optimale modellen med maks 5 forklaringsvariabler, dvs. en modell som har så bra forklaringsgrad som mulig uten å ha for mange forklaringsvariabler (altså et kompromiss mellom forklaringsgrad og antall variable). Den optimale modellen er den med lavest BIC-verdi; den kan ha 0, 1 eller opptil 5 variable, men kjennetegnes av at det å legge til eller trekke fra en forklaringsvariabel gjør BIC høyere (dvs. modellen er mindre optimal). BIC er beslektet med AIC-kriteriet, men gir noe større «straff» for å ha med mange variabler, det vil si den optimale modellen har ofte færre variable enn den ville hatt med AIC.

3 Resultater

Etter eliminering av mindre egnete stasjoner besto datasettet av 121 sammenlignbare stasjoner. Av disse ligger 115 stasjoner i Indre Oslofjord og Skagerrak, og 6 mellom Årdal og Kirkenes. Stasjonene vises i **Figur 2**.

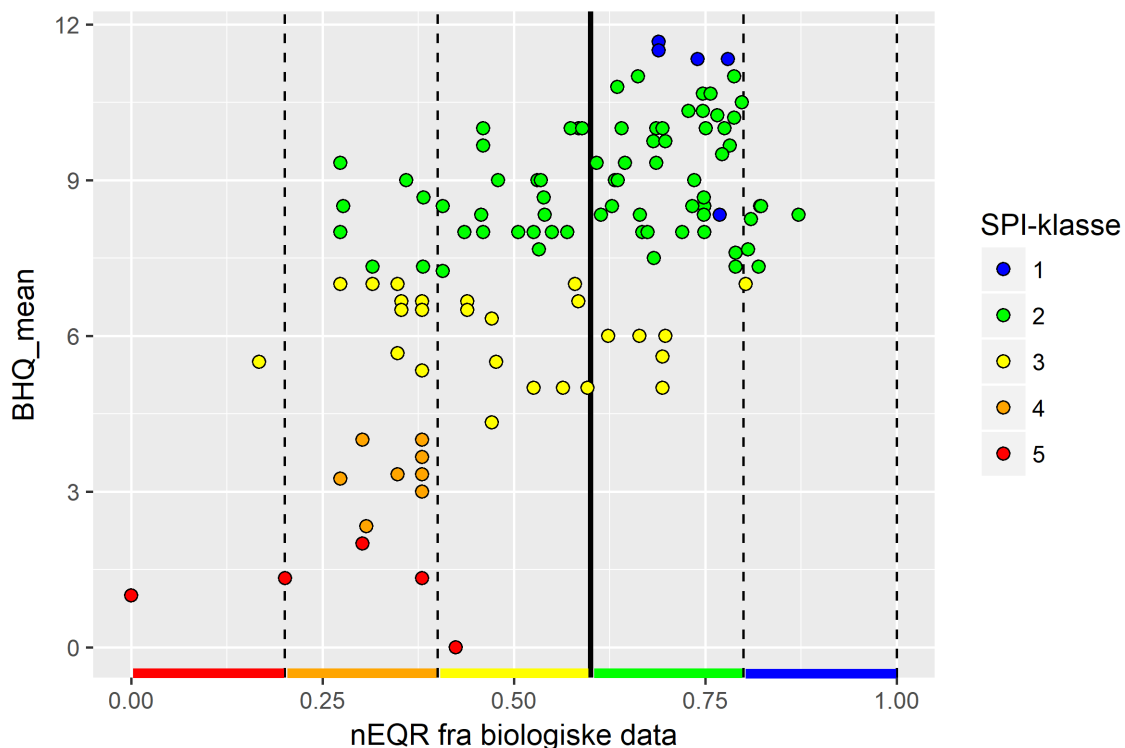


Figur 2 : Kart som viser sammenlignbare stasjoner der det er tatt både SPI-bilder og prøver av bløtbunnsfauna.

De statistiske analysene viser en korrelasjon mellom BHQ og nEQR for bløtbunnsfauna og en viss overenstemmelse mellom tilstandsklasse basert på de to ulike metodene. Men det er også et betydelig avvik mellom oppnådd tilstandsklasse ved de to metodene (**Figur 3** og **Tabell 1**).

Totalt sett gir SPI og bløtbunnsfauna overenstemmelse med tilstandsklasse for 61 av 121 (50%) analyserte stasjoner. For stasjoner med i klassen «Meget dårlig» BHQ er 2 av 5 stasjoner også klassifisert til «Meget dårlig» basert på bløtbunnsfauna. For stasjoner med i klassen «Dårlig» for BHQ er 8 av 8 stasjoner også klassifisert som «Dårlig» basert på bløtbunnsfauna. For stasjoner i klassen «Moderat» for BHQ er 10 av 27 stasjoner også klassifisert til «Moderat» basert på bløtbunnsfauna. For stasjoner med klassen «God» for BHQ er 41 av 75 stasjoner også klassifisert til «God» basert på bløtbunnsfauna. For stasjoner i klassen «Svært god» for BHQ er ingen stasjoner klassifisert til «Svært god» basert på bløtbunnsfauna, men 5 av 5 er klassifisert som «God».

Det kan også være hensiktsmessig å gruppere resultatene i to, det vil si Klasse 1-2 («Svært god» og «God») og klasse 3-5 («Moderat» til «Meget dårlig») (**Tabell 2**). Da vil 52 av 80 (65 %) av stasjonene som klassifiseres som klasse 1-2 eller basert på BHQ få tilsvarende klassifisering basert på bløtbunnsfauna. For stasjoner i klasse 3-5 basert på SPI vil 35 av 41 (85 %) få tilsvarende klassifisering basert på bløtbunnsfauna. Totalt sett ved denne inndelingen gir det en overenstemmelse ved klassifisering basert på de to metodene på 87 av 121 (72%) stasjoner.



Figur 3: Plott av BHQ fra SPI-data mot nEQR for bløtbunnsfauna. Punktene er farget basert på tilstandsklassen for BHQ. Fargene på x-aksen representerer tilstandsklasse basert på nEQR. Ved overenstemmelse mellom metodene vil punktene av bestemte farger befinne seg i plottet i henhold til fargestreke på x-aksen

Tabell 1 : Antallet stasjonsbesøk klassifisert etter BHQ og nEQR bløtbunnsfauna. De grå cellene viser stasjonsbesøk med full overenstemmelse i klassifisering. Blå celler viser stasjoner der bløtbunnsfauna har gitt bedre tilstandsklasse enn SPI, og røde celler viser stasjoner der SPI har gitt bedre tilstandsklasse enn bløtbunnsfauna.

Tilstandsklasse SPI	Tilstandsklasse nEQR bløtbunnsfauna				
	Meget dårlig (Klasse 5)	Dårlig (klasse 4)	Moderat (klasse 3)	God (klasse 2)	Svært god (klasse 1)
Svært god (klasse 1)				5	
God (klasse 2)		8	20	41	6
Moderat (klasse 3)	1	10	10	5	1
Dårlig (klasse 4)		8			
Meget dårlig (Klasse 5)	2	3	1		

Tabell 2 : Antallet stasjonsbesøk klassifisert etter BHQ og nEQR bløtbunnsfauna gruppert som «God» og «Svært god» og «Moderat» til «Meget dårlig». De grå cellene viser stasjonsbesøk med overenstemmelse i klassifisering. Blå celler viser stasjoner der bløtbunnsfauna har gitt bedre tilstandsklasse enn SPI, og røde celler viser stasjoner der SPI har gitt bedre tilstandsklasse enn bløtbunnsfauna.

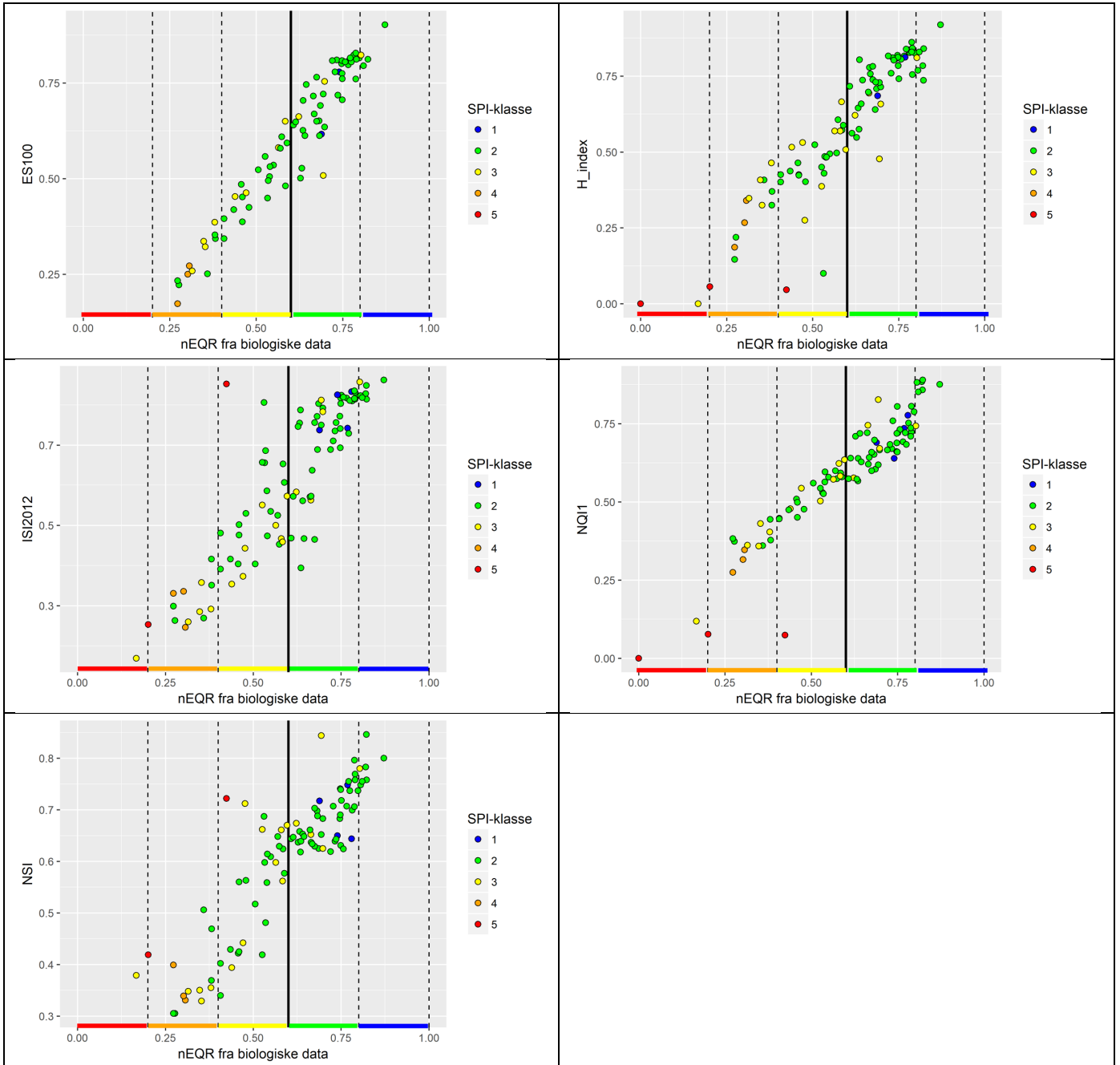
Tilstandsklasse SPI	Tilstandsklasse nEQR	
	Meget dårlig til moderat	God og Svært god
God og Svært god	28	52
Meget dårlig til moderat	35	6

Fra **Tabell 3** ser vi gjennomsnittlig indeksverdi for BHQ for stasjoner klassifisert basert på SPI og bløtbunnsfauna. Det ser ikke ut som stasjoner som har fått en bedre tilstandsklasse for BHQ enn for bløtbunnsfauna generelt sett har noe særlig lavere BHQ enn der BHQ og bløtbunnsfauna har gitt samme klassifisering. Hvilket skulle tilsi at det neppe vil ha en stor effekt å endre skillene mellom klassegrenser i BHQ-systemet.

Tabell 3 : Gjennomsnittlig indeksverdi for BHQ for stasjoner klassifisert ved nEQR for bløtbunnsfauna

Tilstandsklasse SPI	Tilstandsklasse nEQR bløtbunnsfauna				
	Meget dårlig (Klasse 5)	Dårlig (klasse 4)	Moderat (klasse 3)	God (klasse 2)	Svært god (klasse 1)
Svært god (klasse 1)				10,8	
God (klasse 2)		8,2	8,7	9,3	8,1
Moderat (klasse 3)	5,5	6,5	5,8	5,7	7,0
Dårlig (klasse 4)		3,4			
Meget dårlig (Klasse 5)	1,0	1,6	0,0		

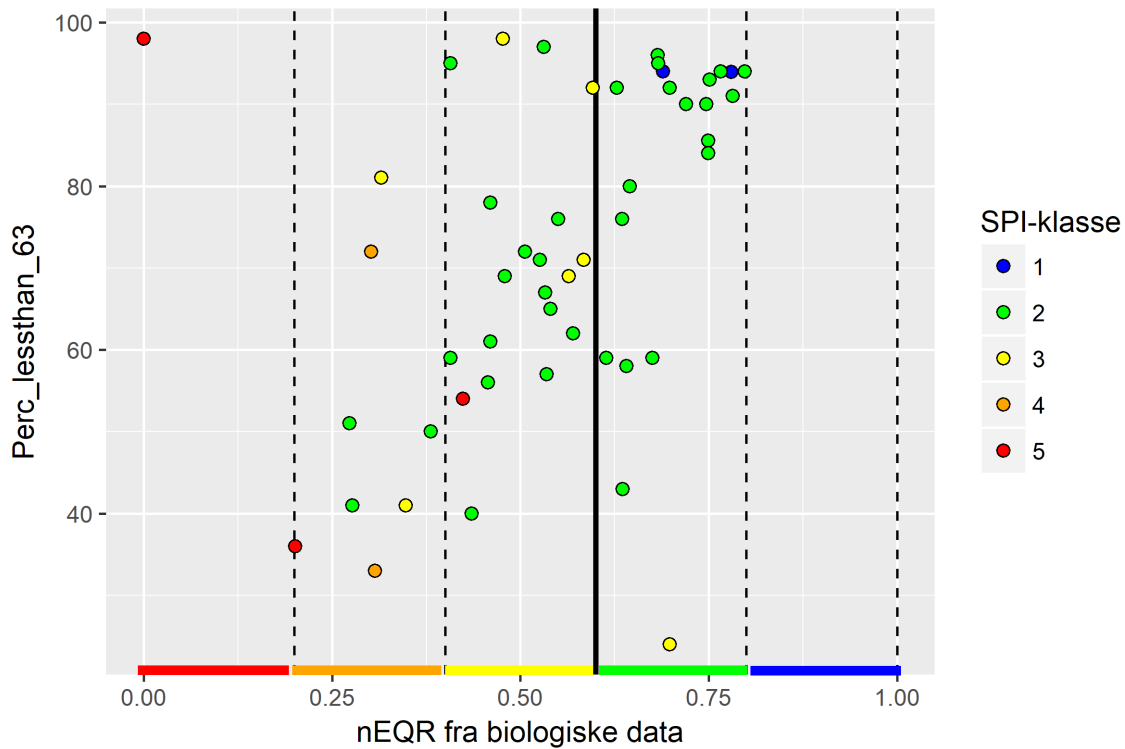
Vi så også på de fem indeksene, ES100, H, ISI2012, NQI1 og NSI hver for seg. **Figur 4** viser plott av SPI-klassifisering og BHQ-indeks mot de ulike indeksene. Av figurene ser man ingen tydelige tendenser til at de ulike klassene basert på BHQ grupperer seg mer på y-aksen enn på x-aksen.



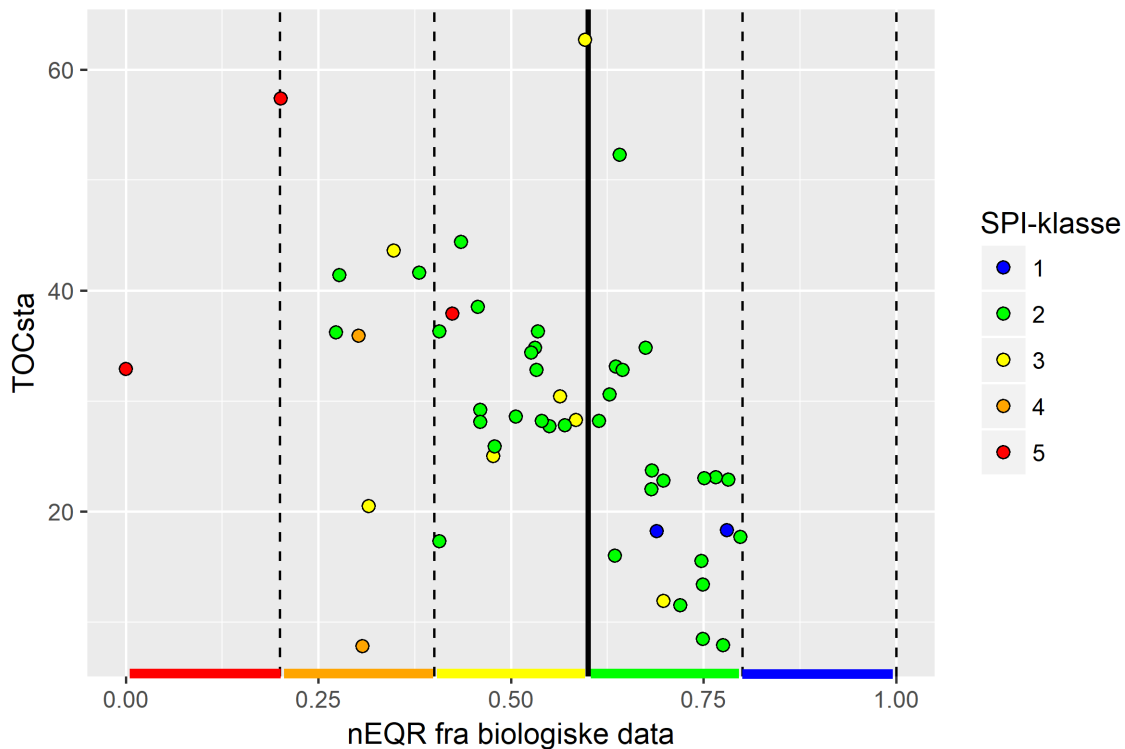
Figur 4 : Plott av nEQR for hver av de fem indeksene for bløtbunnsfauna mot samlet nEQR. Punktene er farget basert på tilstandsklasse i henhold til BHQ. Fargene på x-aksen representerer tilstandsklasse basert på nEQR ved de ulike indeksene. Ved overenstemmelse mellom metodene vil punktene av bestemte farger befinne seg i plottet i henhold til fargestrekene på x-aksen. NB, noen datapunkter mangler her sammenlignet med **Figur 3** ettersom det ved en del stasjoner bare er regnet ut noen av indeksene.

3.1 Støtteparametere fra fauna

Innhold av organisk karbon (TOC) og kornfordeling i sediment er som nevnt to støtteparametere som brukes i faunaundersøkelser. Det kan se ut som graden av samsvar mellom BHQ-klassifisering og klassifisering med bløtbunnsfauna øker ved høy andel av partikler under 63 μ m og ved lav TOC (**Figur 5 og Figur 6**).



Figur 5 : Plott av kornfordeling (prosentandel av massene som er partikler under 63 μ m) mot nEQR for bløtbunnsfauna. Punktene er farget etter tilstandsklasse basert på BHQ. Fargene på x-aksen representerer tilstandsklasse basert på nEQR. Ved overenstemmelse mellom metodene vil punktene av bestemte farger befinne seg i henhold til fargestrekene på x-aksen



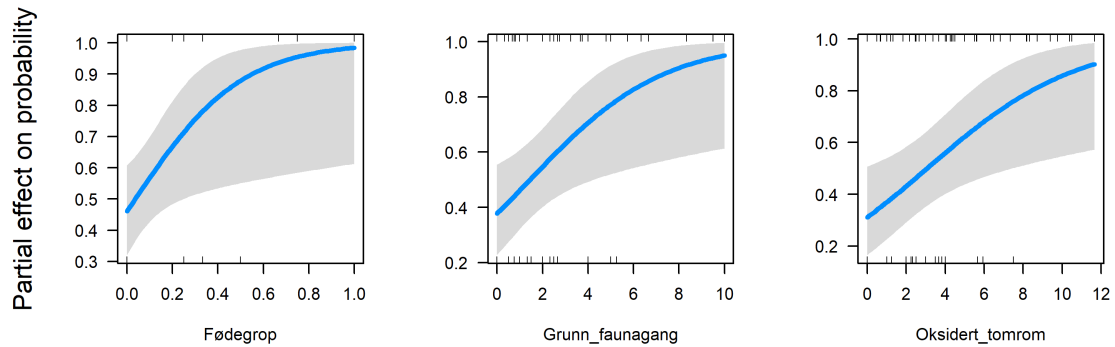
Figur 6 : Plott av TOC (mg/g sediment) mot nEQR for bunnfaunadata. Punktene er farget basert på tilstandsklasse basert på BHQ. Fargene på x-aksen representerer tilstandsklasse basert på nEQR. Ved overenstemmelse mellom metodene vil punktene av bestemte farger befinne seg i plottet i henhold til fargestrekene på x-aksen

3.2 Logistisk regresjon

Her ser vi på kjennetegn ved stasjoner der SPI-klassifiseringen treffer omtrent riktig i forhold til fauna-klassifiseringen (kalt «OK» i grafene), i forhold til stasjoner der SPI-klassifiseringen «bommer». Vi stiller altså spørsmålet om noen av SPI-elementene er spesielt høye eller lave der SPI-klassifiseringen og fauna-klassifiseringen samsvarer, noe som kan fortelle oss om det er et potensiale for å videreutvikle hvordan SPI-klassifiseringen gjøres (det vil si om en kan forbedre måten som de enkelte SPI-elementene kombineres matematisk). Vi gjorde dette separat for stasjoner klassifisert med BHQ til å være i «God» eller bedre, og stasjoner med BHQ-klasse «Moderat» eller dårligere.

a. Stasjoner klassifisert av SPI til å være i klassene «god» eller «meget god».

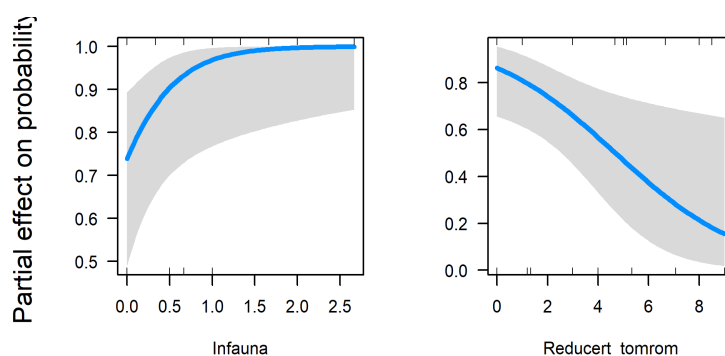
For disse stasjonene hadde den optimale modellen for å predikere sannsynlighet for at klassifiseringene samsvarer følgende variable: «Fødegrop», «Grunn faunagang», og «Oksidert tomrom». Alle disse hadde positivt fortegn i ligningen, det vil si at høyere verdier av disse variablene gjør det mer sannsynlig at SPI-klassifiseringen er samsvarer med klassifisering basert på bløtbunnsfauna, mens lave verdier av disse variablene øker sannsynligheten for at SPI-klassifiseringen er lavere enn den bunnfaunabaserte klassifiseringen. Legg merke til at vi her ser kun ser på klassifisering som «Svært god/God» kontra «Moderat/Dårlig/Meget dårlig»; vi regner altså ikke med feilklassifisering *innen* disse gruppene. Av stasjonene i denne gruppen kan en bruke modellen til å si at 32 % av disse med 80 % sikkerhet er i en av de samme kategoriene («Meget god/God») ifølge faunaklassifiseringen.



Figur 7: Effekten av SPI-elementer på sannsynligheten for at stasjoner som BHQ klassifiserte som «god» / «meget god» var i en av disse kategoriene også i den faunabaserte klassifiseringen. Hver graf viser sannsynligheten for en riktig klassifisering (y-aksen) i forhold til hver enkelt variabel, når effektene av de andre variablene er trukket fra. Eksempelvis viser graf lengst til venstre at stasjoner med høy gjennomsnittsverdi av elementet «Fødegrop» har større sannsynlighet for å være korrekt klassifisert med BHQ, når en har korrigert for effekten av de andre variablene («Grunn faunagang» og «Oksidert tomrom»).

b. Stasjoner klassifisert med BHQ til å være i klassene «Mindre god», «Dårlig» og «Meget dårlig»

For disse stasjonene hadde den optimale modellen for å predikere sannsynlighet for at klassifiseringene samsvarer variablene: «Infauna» og «Redusert tomrom». Den første av disse har positivt fortegn i ligningen, mens den andre har negativt fortegn. Dette betyr at stasjoner med høye verdier av «Infauna» eller lave verdier av «Redusert tomrom» hadde større sannsynlighet for samsvar mellom SPI- og faunabasert klassifisering, mens stasjoner med lave verdier av Infauna og/eller høye verdier av Redusert tomrom hadde større sannsynlighet for å være klassifisert høyere enn den faunabaserte klassifiseringen. Av stasjonene i denne gruppen kan en bruke modellen til å si at 32 % av disse med 80 % sikkerhet er i en av de samme kategoriene («Mindre god/Dårlig/Meget dårlig») ifølge faunaklassifiseringen.



Figur 8 : Effekten av BHQ-elementer på sannsynligheten for at stasjoner som BHQ klassifiserte som «mindre god», «dårlig» eller «meget dårlig» var i en av disse kategoriene også i den faunabaserte klassifiseringen. Hver graf viser sannsynligheten for en riktig klassifisering (y-aksen) i forhold til hver enkelt variabel, når effektene av de andre variablene er trukket fra. For mer forklaring, se **Figur 7**.

4 Diskusjon

4.1 Tolkning av resultater.

Resultatene viser at klassifisering ved bruk av BHQ-indeksen og nEQR fra bløtbunnsfauna gir en overenstemmelse på 50 % ved en inndeling i fem tilstandsklasser for de 121 stasjonene vi har sett på.

Det kan også være hensiktsmessig å gruppere klassifiseringen basert på skillet mellom «God» og «Moderat» tilstand ettersom dette oftest definerer miljømålet for naturlige vannforekomster. Dersom man grupperer «God» og «Svært god» sammen og «Moderat» til «Meget dårlig» sammen blir overenstemmelse mellom klassifiseringene på 72 %. Basert på våre data synliggjort i **Tabell 3** ser det ikke ut som vi kan øke overenstemmelsen nevneverdig ved å justere klassegrensene for BHQ.

Fra **Figur 5** ser vi at andelen partikler med størrelse under 63 μm øker med økende tilstandsklasse basert på bløtbunnsfauna. Figuren kan også tyde på at tilstandsklasse basert på BHQ oftere samsvarer med bløtbunnsfaunaklassifisering der andelen under 63 μm er høy (over 80 %), det vil si i mer finkornede sedimenter. Ved lavere andel av partikler under 63 μm ser det derimot ut til at klassifisering basert på BHQ stemmer dårligere overens med klassifisering basert på bløtbunnsfauna. Dette kan tyde på at kornstørrelse kan være en nyttig støtteparameter eller inngå som en del av BHQ-indeksen. Dette er spesielt interessant fordi man ved prøvetakning med SPI også registrerer kameraets penetrasjonsdyp i sedimentet som et mål på sedimentets hardhet. Det antas at dette vil korrelere godt med kornstørrelse ettersom en høy andel av finstoff stort sett betyr et mykere sediment. Dette vil kreve at man beregner en normalisert verdi av penetrasjonsdypet ettersom loddmengden som benyttes for å presse kameraet ned i sedimentet justeres for å oppnå ønsket penetrasjon. Man vil altså potensielt kunne benytte kameraets penetrasjonsdyp i sedimentet som en proxy for kornstørrelse. Det bemerkes at vi har benyttet kornstørrelse framfor penetrasjonsdyp fordi vi ikke har laget noen normalisering basert på de ulike loddmengdene som er benyttet ved de ulike stasjonene.

Vi ser en lignende tendens for TOC (**Figur 6**) der lav TOC (under 25) gir god overenstemmelse mellom klassifiseringene og TOC over 25 gir dårligere overenstemmelse. En mulig tolkning av dette er at bløtbunnsfauna er en mer sensitiv metode enn SPI når man ser på organisk belastning. Det kan også være at TOC kan være en nyttig støtteparameter for SPI, men det vil kreve at man tar en sedimentprøve i tillegg til SPI-bildene.

Det ble også gjort en logistisk regresjon for å se på parameterne i BHQ samt penetrasjonsdyp for SPI-stasjoner i klasse 2 (god) og klasse 3 (moderat) for å se om vi kunne få en antydning til hvilke av dem som betyr mest for at klassifisering basert på BHQ samsvarer med nEQR for bløtbunnsfauna. «Fødegropp», «Grunn faunagang», «Oksidert tomrom», «Infauna» og «Redusert tomrom» var variablene som viste seg å være best for å forklare samsvar mellom BHQ og nEQR for bløtbunnsfauna. Det kan være interessant å revurdere hvordan man vekter disse parameterne i forhold til andre parametere i BHQ-indeksen (se kapittel 1.2) som også er med i BHQ-indeksen (Nilsson and Rosenberg 2006), samt penetrasjonsdyp; som ikke er med i BHQ-indeksen. Det presiseres for øvrig at «Redusert tomrom» som ble valgt ut som en variabel til modellen ikke er med i BHQ-indeksen.

4.2 Fordeler og ulemper med SPI sammenlignet med faunaundersøkelser

Data fra SPI og bunnfaunaundersøkelser er ulike i natur. SPI-bilder gir i utgangspunktet visuelle data som tilstedeværelse av fauna, spor etter fauna, lagdelinger i sedimentet, kornstørrelse etc. Man kan også bruke kameraets penetrasjonsdyp i sedimentet som et mål for sedimentets hardhet. Man får derimot svært lite informasjon om hvilke arter som er tilstede, arts mangfold og biomasse. I beregning av BHQ-indeksen brukes hverken kornstørrelse og sedimentets hardhet.

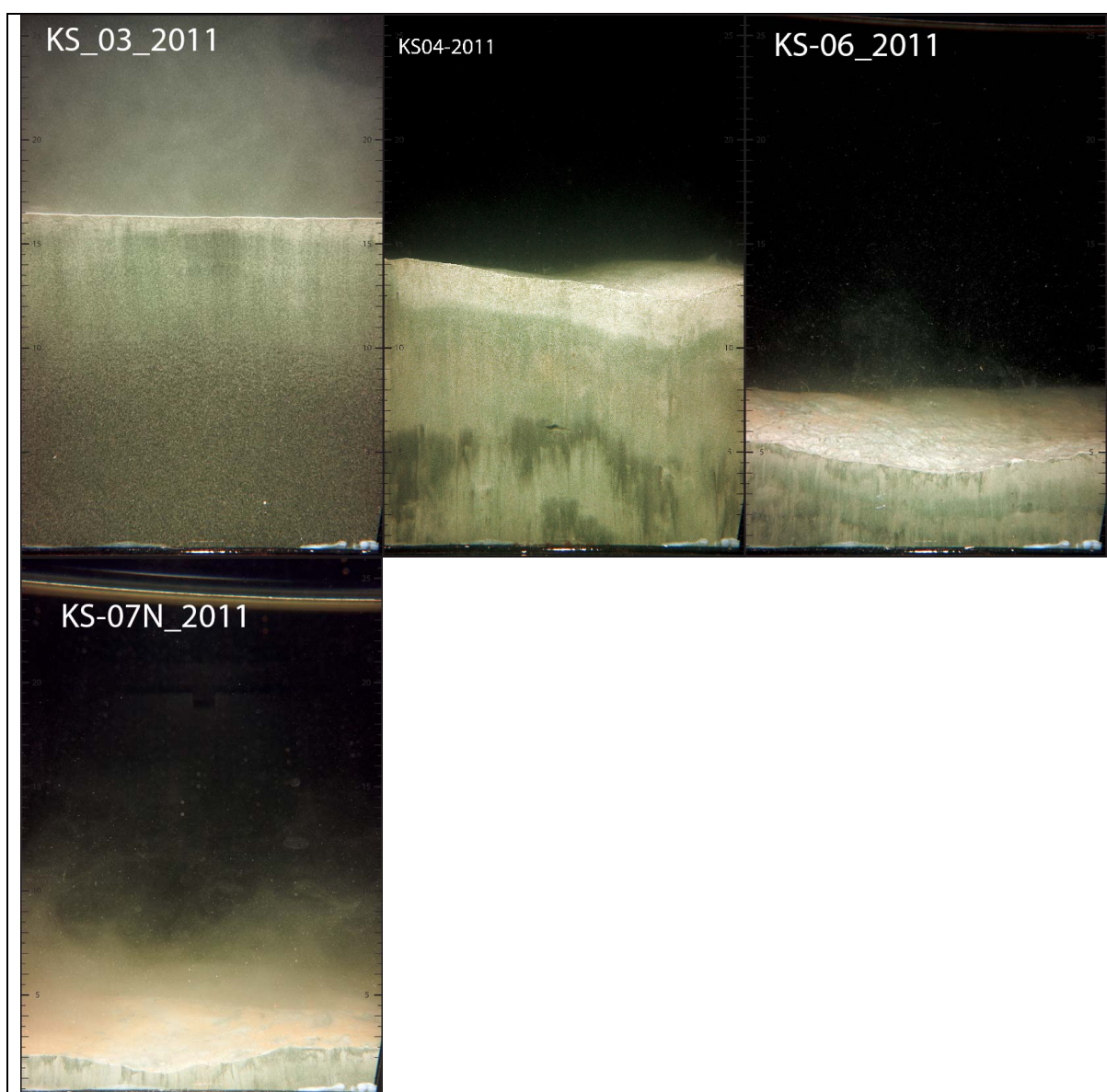
Bunnfaunaundersøkelser gir en taksonomisk oversikt over alle virvelløse dyr større enn 1 mm som er samlet inn med en 0,1 m² grabb, bestemt til art eller laveste mulige taksonomisk nivå. Her får man antallet av hver art. I tillegg til bunnfauna prøvene tas det også sedimentprøver for analyse av kornstørrelse og innhold av totalt organisk karbon (TOC) og gjerne også nitrogen(N). I tillegg til tilstandsklassifiseringen får man også informasjon som kan brukes i studier av biologisk mangfold og nyankomne arter.

Faunaindeksene er direkte tolkninger av biologisk mangfold, mens BHQ indeksen er en kombinasjon av mer indirekte mål på biologisk mangfold og direkte og indirekte mål på ulike aspekter av fysisk og kjemisk tilstand i sedimentet. I vannforskriften er det miljøkvalitet som er den tilstand som skal klassifiseres. Både BHQ (og eventuelle andre SPI-baserte tolkninger) og bløtbunnsfauna kan regnes som mål på miljøkvalitet. Med dette som utgangspunkt er altså begge metodene egnet for bruk i overvåkning under vannforskriften. Bunnfaunaundersøkelser er godt innarbeidet i vannforskriften og klassifiseres i henhold til systemer som er interkalibrert for hele Europa. SPI brukes i mye mindre omfang, og er uten systemer for interkalibrering og sammenligning. I tillegg er det slik at metodene som brukes for tolkning av SPI-bilder pr i dag har en mye høyere grad av subjektivitet enn det bunnfaunaundersøkelser har. Med mindre klassifisering basert på SPI oppnår meget høy overenstemmelse med bunnfaunaundersøkelser vil det derfor være vanskelig å komme utenom bruk av bløtbunnsfauna i forbindelse med klassifisering i vannforskriftsammenheng.

SPI har mange fordeler over bløtbunnsfauna når man ser til tekniske forhold og økonomi. Både SPI og bløtbunnsfaunaundersøkelser stiller krav til fartøy: Både grabb og SPI-kamera er rimelig tunge, og man må ha en kran som kan løfte utstyret opp og ned av vannet, og kan senke utstyret trygt og kontrollert ned til havbunnen. Det finnes ulike utgaver av SPI-kameraer og ulike måter å løse sikting av bløtbunnsfauna i felt, men totalt sett vil kravet til fartøy være ganske likt. De store forskjellene ligger i tidsforbruk; en bunnfaunaundersøkelse kan kreve rundt 30-45 min pr replikat i felt fordi siktingen av prøvene er tidkrevende. Dernest tar det omlag 10-15 timer på lab med grovsortering og identifisering. Dette tidsforbruket gjør også at undersøkelser av marin bløtbunnsfauna blir kostbare. Til tross for at man kan få et inntrykk av miljøforholdene allerede under sikting av prøven har man ikke de endelige dataene før langt senere, vanligvis først etter flere måneder. Prøvetakning med SPI går betydelig raskere enn faunaprøver; en stasjon med flere replikater kan gjøres på 15-30 minutter avhengig av dyp og fartøyets utstyr. En preliminær analyse kan gjøres umiddelbart i felt og en full analyse krever ca. 1 time på PC (og kan derfor også lett gjøres i felt). Tidsforbruket gjør SPI mye rimeligere pr stasjon enn fauna. I tillegg har man muligheten til å få relativt mye data og forståelse av miljøet umiddelbart. Fordelen er at man kan da kan tilpasse feltplanen underveis, basert på den informasjon man får fra bildene. Dette kan for eksempel benyttes ved at man foretar en rask kartlegging med SPI før annen prøvetakning, og benytter SPI-dataene til plassering av stasjoner for den øvrige prøvetakingen.

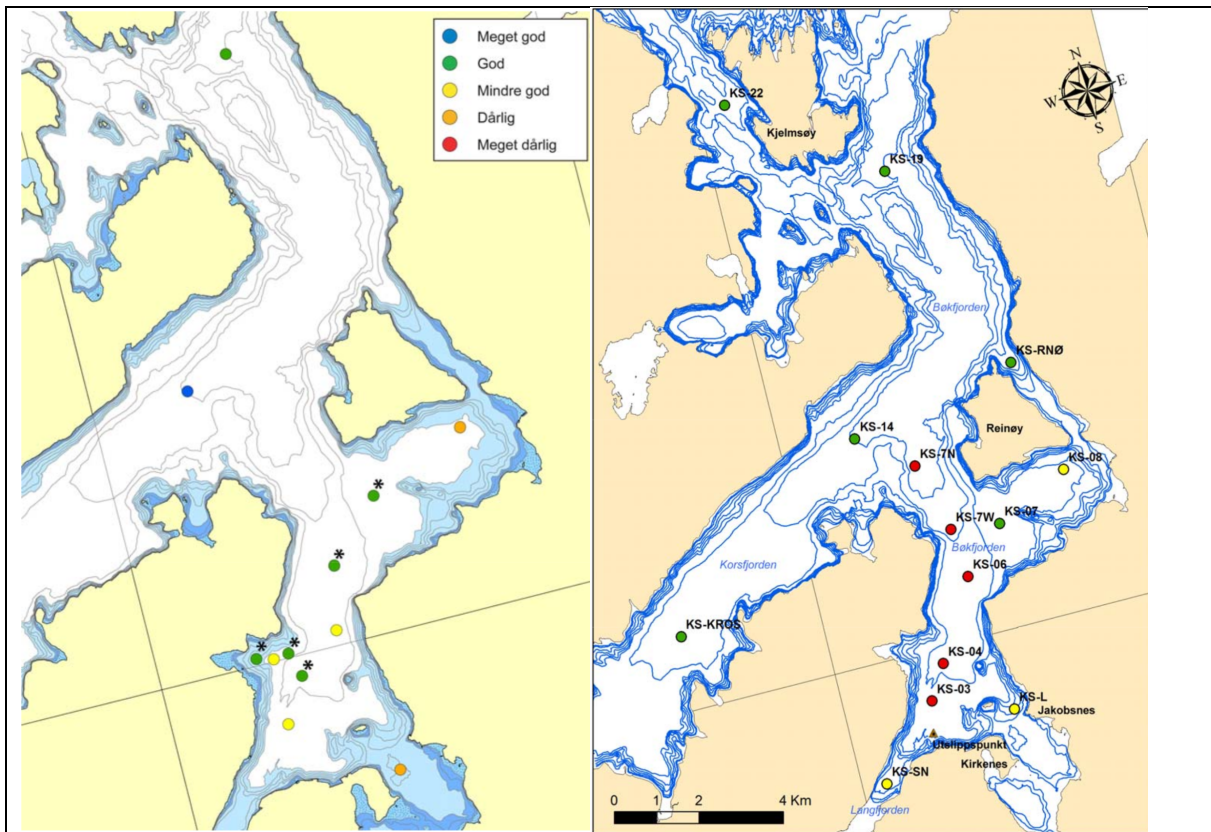
4.2.1 Visuelle utslipp og nedslamming

SPI er et visuelt verktøy og derfor svært godt skikket til å si noe om utslipp som bringer med seg en synlig komponent, enten i farge, kornstørrelse eller i form av at mengden utslipp er så stor at det gir utslag i lagdelinger i sedimentet. Utslipp av gruveavgang og andre større mengder mineraler kan være et eksempel på dette (Berge et al. 2012), (Ledang og Beylich 2013), (Schaanning, Beylich og Nilsson 2009). Nedslamming fra større utslipp vil oftest vær direkte synlig som et lag av sediment med avvikende farge på SPI- eller overflatebilder (Error! Reference source not found.). Dette gjør at SPI kan brukes som en rask og effektiv metode for å kartlegge påvirkningsområdet. I og med at man kan vurdere data underveis vil også prøvepunktene kunne justeres underveis slik at man kan finne det synlig påvirkete utbredelsesområdet med relativt få prøvetakningstasjoner og uten forundersøkelser.



Figur 9 : Bildeserie fra Bøkfjorden der man tydelig ser hvordan påvirkning av gruveavgang avtar med økende avstand fra utslippet. KS-03(ca. 600 m fra utslippet) og KS-04 (ca. 1,5 km fra utslipp) ligger nær utslippet og er totalt dominert av gruveavgang. Deretter kommer KS-06 (3,6 km fra utslippet) og KS-07 (6,5 km fra utslippet) som tydelig også er sterkt påvirket, men hvor vi kan se et innslag av

vanlig sediment. Ved KS-14 (8 km fra utslippet) er det vanskelig å se tegn til utslippet. Man kan også se at kameraets penetrasjonsdyp i sedimentet minker ved økende avstand fra utslippet.



Figur 10 : Utviklingen i tilstandsklasse basert på BHQ fra 2007 (til venstre) og 2011 (til høyre). Sydvaranger gruve gjenopptok drift med store utslipp av gruveavgang i 2009. (Berge et al. 2008, Berge et al. 2012)

Tilsvarende kartlegging av masser som legger seg på toppen av naturlig sediment har også vært brukt i flere forsøk med tynnsjikttildekning, både når det gjelder å måle tykkelsen av tildekkingsjiktet og utbredelse av massene utenfor det planlagte tildekningsområdet (Schaanning et al. 2011; Trannum et al. 2011). I studiet i Grenlandsfjordene (Schaanning et al. 2011) ble prinsippet om rask behandling av data brukt aktivt i felt for å endre og legge til stasjonsplassering for å sikre gode data på utbredelse av tildekkingsmassene.

SPI ble også brukt til å vurdere tildekning og påvirkning av området rundt deponering og tildekning i Malmøykalven (Berge og Nilsson 2010; Nilsson 2007; Nilsson og Schaanning 2009).

I tilfeller der man er mer interessert i å se fysiske forandringer i sedimentet framfor eventuell effekt på fauna kan SPI være et bedre og rimeligere verktøy enn bunnfauna og sedimentkjerner. Ofte vil man være også være interessert i både utbredelse og effekt, det vil da antagelig være gunstig å benytte både SPI og bløtbunnfauna som komplementære metoder.

4.2.2 Dybdegradienter og andre påvirkningsgradienter

En av de store ulempene ved bruk av bløtbunnsfauna er at det er veldig tidkrevende og kostbart å artsbestemme faunaen. Dette gjør at man ofte må begrense antallet stasjoner eller replikater for å få kostnaden ned. Fordi SPI er relativt lite tid- og kostnadskrevende har man muligheter til å drastisk øke antallet stasjoner. Dette kan brukes i forbindelse med dybdegradienter og geografiske gradienter med påvirkning fra punktkilder, eller for å øke oppløsningen for et større område.

I en gradient vil man ofte være interessert i en spesiell overgangssone, for eksempel overgangen mellom gode og dårlig oksygenforhold, eller overgangssonen der påvirkningen gradvis reduseres. Her vil man ha anledning til å ta flere replikater i relativt tette intervaller, og man vil lett kunne fortette prøvetakning i interessante overgangssoner. Man vil også ha muligheten til å benytte funnene til å strategisk plassere faunastasjoner for å kunne dokumentere hvor skillet er mellom «god» og «moderat» tilstand i henhold til vannforskriften.

SPI er en effektiv metode for å undersøke oksygenforhold i sedimentet over store områder, og har i flere studier vist god overenstemmelse med lagdelinger basert på redoks-potensial (Rosenberg, Nilsson, og Diaz 2001), (Diaz og Trefry 2006), (Simone og Grant 2017). For å vurdere effekten av disse forholdene på biologiske forhold kan man benytte BHQ-indeksen, men uten en bedre overenstemmelse med klassifisering basert på bløtbunnsfauna som vi har funnet, kan det være problematisk å bruke SPI alene.

Påvirkning fra oppdrettsanlegg er en typisk punktkildepåvirkning hvor høyt utslipp av næring ofte gir en eutrofieringseffekt i sedimentene. Karakassis et al. (2002) argumenterer for at SPI kan brukes til kartlegging av påvirkningsområdet til oppdrettsanlegg enten i kombinasjon med bløtbunnsfauna eller som en erstatning. Hovedargumentet er at relativt lite informasjon går tapt ved å benytte SPI istedenfor bløtbunnsfauna, og at SPI-undersøkelser har en betraktelig lavere kostnad. En begrensning vil for øvrig være at det potensielt ikke vil la seg gjøre i sandige substrater ettersom det vil hindre kameraets penetrasjonsdyp i sedimentet og dermed redusere muligheten for en god analyse av bildene. Det bør også tas i betraktning at det i praksis ofte tar lang tid fra prøvetakning til man har data fra faunaundersøkelser. Til bruk i forbindelse med oppdrettsanlegg er det lite sannsynlig at man kan bruke BHQ-indeksen til klassifisering, ettersom det nok vil være mye bioturbasjon og synlige spor etter organismer som vil føre til en god tilstandsklasse basert på BHQ til tross for kraftig påvirkning fra anleggene. Men en potensiell mulighet er å benytte SPI til å kartlegge hvor stort område som er påvirket og bløtbunnsfauna for å dokumentere påvirkningsgraden.

4.3 Endring av klassifisering og bruk av støtteparametere

Basert på de logistiske regresjonene beskrevet i kapittel 3.2 kom vi fram til at det kan ligge et potensiale for forbedringer av BHQ-indeksen, og klassifisering basert på SPI, ved å se mer på hvordan ulike parametere som er med i indeksen vektet i indeksberegningen samt vurdere å legge til parametere, som pr i dag ikke benyttes, for å få bedre overenstemmelsen med nEQR for bløtbunnsfauna. Se for øvrig tolkninger i 4.1.

Redokspotensialet (Eh) har vært mye brukt som støtteparameter for å beskrive effekter av organisk belastning (Pearson og Rosenberg, 1978). «Apparent Redox Potential Discontinuity» (aRPD) beregnes som en del av BHQ-indeksen (Nilsson og Rosenberg 2006). aRPD defineres ved fargeforandringene man ser nedover i sedimentet og er vanligvis sammenfallende med nedre grense av det bioturberte laget. Det vil være interessant, og en nyttig øvelse å vurdere hvor godt våre tolkninger av aRPD samsvarer med faktiske redoks-målinger i sedimentet under ulike forhold. For å få til dette må man ha målinger av RPD på samme tid og sted som SPI-bilder, det ville da også være fornuftig å fastsette

aRPD både basert på en visuell vurdering (slik som på våre data) og på pikselforandringer i bildene ved hjelp av matematiske metoder (som beskrevet f.eks. i Simone og Grant 2017). Dette kan gi muligheter for å få et bedre samsvar med aRPD og faktiske redoksførhold, som igjen kan føre til en bedre BHQ-indeks. Bruk av matematiske metoder for beregning av aRPD vil også være mindre subjektiv, som i seg selv kan være en fordel. I tillegg kan det være interessant å se om målinger av redokspotensialet i sedimentet kan bidra i tolkningen av SPI-bildene uten å inngå direkte i BHQ-indeksen. En nærmere beskrivelse av Redokspotensialet og bruken av dette er gitt nedenfor.

4.3.1 Bruk og tolkninger av redokspotensialet i sedimentet

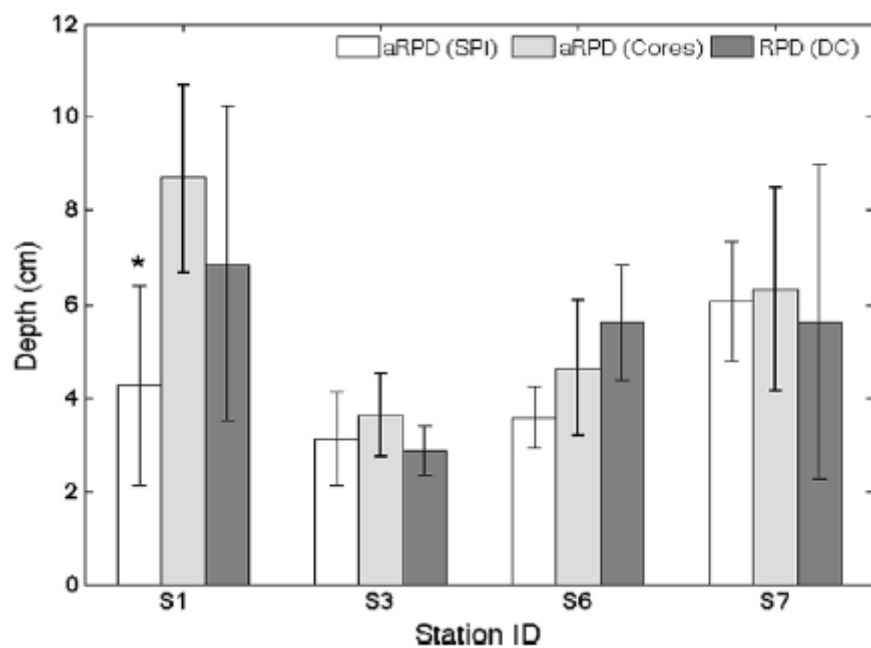
Redokspotensialet (Eh) har vært brukt siden 1930'årene for å beskrive geokjemiske forhold i marine sedimenter (Zobell 1946). En stor fordel med Eh-målinger er at de kan gjøres raskt og med utstyr som er billig og lett tilgjengelig.

Etter lang erfaring med målinger av Eh er det vår erfaring at sedimentene ofte kan deles inn i tre typiske kategorier:

1. Høye positive potensialer, 200 - 400 mV, bioturbert topplag (O_2-H_2O , NO_3-NO_2)
2. Potensialer rundt null, typisk -50 - +100 mV, suboksidisk sediment, Fe(II)-Fe(III), Mn(II)-Mn(IV)
3. Lave negative potensialer, typisk -100 - -200 mV, sulfidholdig sediment, $H_2S-SO_4^{2-}$

Simone og Grant(2017) fant god overenstemmelse mellom aRPD bestemt fra SPI-bilder, kjerneprøver og målinger med en Pt-elektrode. De definerte imidlertid RPD-laget til det nivået der Eh = 0 mV som kan fungere i eutrofe sedimenter der Eh faller ned i kategori 3. Dette er ofte ikke tilfelle i områder langt fra forurensningskilder der sedimentene bare unntaksvis kommer ned i kategori 3 og Eh ofte holder seg over null gjennom hele kjernen. Gerwing et al (2013) viser til dårlig overenstemmelse mellom RPD målt med elektroder og aRPD målt med SPI. Både forfatteren selv og Simone og Grant (2017) foreslår at dette kan skyldes at studien foregikk i tidevannssonen, noe som gjør det mindre relevant for overvåking med SPI som utføres sublittoralt.

Eh-elektroden kan med fordel brukes i kombinasjon med pH og en sulfid-elektrode som gir grunnlag for beregning av H_2S (Schaanning, M.T., K.Hylland, D.Ø.Eriksen, T.D.Bergan 1997; Schaanning 1994)(Schaanning, 1994, Schaanning, m.fl., 1997). pH målinger er særlig aktuelt i forbindelse med sterkt overbelastede områder i nærheten av fiskeoppdrettsanlegg (Schaanning 2005) For de fleste formål er det imidlertid så små variasjoner av pH i marine sedimenter, at beregninger av pH gjøres på grunnlag av en fast, antatt pH, normalt mellom 7,0 og 7,5. Sulfidelektroden kan lett integreres i et felles oppsett med en felles referanse-elektrode. For detaljer angående utstyr og målerutiner henvises til Norsk Standard (9410:2007)



Figur 11 : aRPD bestemt med henholdsvis SPI og Matlab™ bildeanalyse (hvite søyler), visuell vurdering av kjerneprøver (lysegrå søyler) og Eh = 0 mV målt med Platinaelektrode (mørkegrå søyler). Middelerverdier og standardavvik. 4 stasjoner i Shelburn harbour, Nova Scotia. Fra Simone og Grant, 2017.

5 Konklusjon

Klassifisering ved bruk av BHQ-indeksen stemmer i våre data overens med klassifisering av bløtbunnsfauna for 50 % av prøvene når man bruker et 5-delt klassesystem, og 72 % dersom man forholder seg til «God» eller bedre og «Moderat» eller dårligere. Om og når klassifisering basert på BHQ og SPI potensielt kan benyttes i forbindelse med klassifisering i vannforskriften er utenfor rammen av denne rapporten. Men vi tror det er et potensiale for å øke overenstemmelsen med faunaindeksers dersom man endrer indeksen ved å legge til nye parametere, eller å endre på hvordan de ulike parameterne i indeksen vektet for å regne ut klassegrenser. Hvor god overenstemmelsen kan bli er usikkert, men i og med at SPI og bløtbunnsfauna ser på ulike aspekter ved sedimentet, og SPI ikke kan ta hensyn til sensitive arter og heller ikke kan måle artsmangfold direkte vil det sannsynligvis alltid være en viss grad av avvik mellom metodene. Til tross for å ikke kunne erstatte bløtbunnsfauna på generell basis vil vi anta at SPI kan være et rimeligere alternativ i en del sammenheng dersom man benytter metodene komplementært, der man for eksempel kan kartlegge påvirkningsområdet med SPI, og bruke dette til å redusere antall faunastasjoner, og/eller sørge for å plassere dem mest mulig hensiktsmessig. I tillegg kan man bruke SPI til å få en bedre romlig oppløsning i datasettet hvor man da kan ekstrapolere bunnfaunastatusen til et større område, basert på at man ser lite forandringer i bunnforholdene med SPI. Kartlegging av gradienter av både oksygenforhold ved f.eks. ulike dyp og påvirkning fra punktkilder med større visuelle utslipp (deponier, gruveavgang, tynnsjiktstildekninger etc.) kan nevnes som områder der SPI med fordel kan benyttes både frittstående og sammen med bløtbunnsfauna.

Det kan være hensiktsmessig å vurdere vektningen parameterne som benyttes i BHQ-indeksen samt andre parametere (f.eks. penetrasjonsdyp) for å forbedre overenstemmelsen med bunnfaunaklassifisering. I tillegg kan det være interessant å se om man kan gjøre nytte av støtteparametere som TOC, kornstørrelse og redokspotensialet. De logistiske regresjonene som ble gjort viser at noen av parameterne bedre forklarte samsvar mellom tilstandsklassifiseringen fra bløtbunnsfauna og BHQ.

6 Referanser

- 9410:2007, NS. 2007. *Miljøovervåking Av Bunnpåvirkning Fra Marine Matfiskanlegg*.
- Bågander, L.E. and Niemistö, L. 1978. "An Evaluation of the Use of Redox Measurements for Characterizing Recent Sediments. Estuarine." *Coastal and Shelf Science* 6:130–34.
- Berge, J., B. Beylich, S. Brooks, P. Jaccard, A. Tobiesen, and S. Øxnevad. 2012. "Overvåking Av Bøkfjorden 2011 Og Giftighetstesting Av Gruvekjemikaliene Magnafloc LT 38 Og Magnafloc 10." 121.
- Berge, J. and Hans C. Nilsson. 2010. "Kartlegging Av Sjøbunn Med Sedimentprofilbilder (SPI) i Indre Oslofjord Knyttet Til Mudring i Oslo Havn Og Dypvannsdeponering Ved Malmøykalven - 2009." 59.
- Berner, Robert A. 1980. *Early Diagenesis : A Theoretical Approach*. Princeton University Press.
- Diaz, Robert J. and John H. Trefry. 2006. "Comparison of Sediment Profile Image Data with Profiles of Oxygen and Eh from Sediment Cores." *Journal of Marine Systems* 62(3–4):164–72.
- Direktoratsgruppa, 2018. 2018. *Veileder 02:2018: Klassifisering Av Miljøtilstand i Vann: Økologisk Og Kjemisk Klassifiseringssystem for Kystvann, Grunnvann, Innsjøer Og Elver. Direktoratgruppen for Gjennomføringen Av Vannforskriften*.
- Gerwing, TG, AMA Gerwing, D. Drolet, DJ Hamilton, and MA Barbeau. 2013. "Comparison of Two Methods of Measuring the Depth of the Redox Potential Discontinuity in Intertidal Mudflat Sediments." *Marine Ecology Progress Series* 487:7–13.
- Karakassis, I., M. Tsapakis, CJ Smith, and H. Rumohr. 2002. "Fish Farming Impacts in the Mediterranean Studied through Sediment Profiling Imagery." *Marine Ecology Progress Series* 227:125–33.
- Ledang, A. and B. Beylich. 2013. "Dataanalyse Av Kontinuerlige Målinger Utenfor Norwegian Crystallites A/S På Drag i Tysfjord." 29.
- Nilsson, H. 2007. "Kartlegging Av Sjøbunn Med Sedimentprofilbilde (SPI) i Indre Oslofjord Knyttet Til Mudring i Oslo Havn Og Dypvannsdeponering Ved Malmøykalven -2006." 14.
- Nilsson, H. C. and R. Rosenberg. 1997. "Benthic Habitat Quality Assessment of an Oxygen Stressed Fjord by Surface and Sediment Profile Images." *Journal of Marine Systems* 11(3–4):249–64.
- Nilsson, H. and R. Rosenberg. 2006. "Collection and Interpretation of Sediment Profile Images (SPI) Using the Benthic Habitat Quality (BHQ) Index and Successional Models." 26.
- Nilsson, H. and M. Schaanning. 2009. "Undersøkelse Av Tildekking Av Dypvannsdeponiet Ved Malmøykalven Med Sedimentprofilkamera." 17.
- Pearson, T. H. and R. Rosenberg. 1978. "Macrobenthic Succession in Relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment."
- Rosenberg, R., H. C. Nilsson, and R. J. Diaz. 2001. "Response of Benthic Fauna and Changing Sediment Redox Profiles over a Hypoxic Gradient." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53(3):343–50.
- Rosenberg, Rutger, Mats Blomqvist, Hans C Nilsson, Hans Cederwall, and Anna Dimming. 2004. "Marine Quality Assessment by Use of Benthic Species-Abundance Distributions: A Proposed New Protocol within the European Union Water Framework Directive." *Marine Pollution Bulletin* 49(9–10):728–39.
- Schaanning, M.T., K.Hylland, D.Ø.Eriksen, T.D.Bergan, J. S. Gunnarso. and J. Ske. 1997. "Interactions Between Eutrophication and Contaminants: II Mobilization and Bioaccumulation of Hg and Cd from Marine Sediments." *Marine Pollution Bulletin* 33(1–6):71–79.
- Schaanning, M. 1994. "Distribution of Sediment Properties in Coastal Areas Adjacent to Fish Farms and Environmental Evaluation of Five Locations Surveyed in Oktober 1993." 29.
- Schaanning, M. and P. Kupk. Hansen. 2005. "The Suitability of Electrode Measurements for Assessment of Benthic Organic Impact and Their Use in a Management System for Marine Fish." Pp. 381–408 in *The Handbook of Environmental Chemistry vol 5.M*. Springer Verlag.

- Schaanning, M., B. Beylich, and Hans Christer Nilsson. 2009. "Kartlegging Av Sjødeponi i Frænfjorden Ved Bruk Av Sedimentprofilkamera (SPI)." *17+vedlegg*.
- Schaanning, Morten, Bjørnar Beylich, Göran Samuelsson, Caroline Raymond, Jonas Gunnarsson, and Stefan Agrenius. 2011. "Field Experiment on Thin-Layer Capping in Ormefjorden and Eidangerfjorden; Benthic Community Analyses 2009-2011." 57.
- Simone, Michelle and Jon Grant. 2017. "Visual Assessment of Redoxcline Compared to Electron Potential in Coastal Marine Sediments." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188:156–62.
- Stumm, W. 1988. "What Is the PE of the Sea?" *Thalassia Jugosl* 14:197–208.
- Trannum, H., B. Beylich, G. Borgersen, and M. Schaanning. 2011. "Tildekking Av TBT-Forurensede Sedimenter Ved Fiskerstrand Verft, Møre Og Romsdal - Faunatilstand Før Tildekking Og et År Etter." 19.
- Zobell, C. E. 1946. "Studies on Redox Potential of Marine Sediments." *Bull.Am.Ass.Petrol.Geol* 30:477–513.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no