



Norges Fiskerihøgskole

Miljø-insentiver i trafikklyssystemet

En kvantitativ undersøkelse av oppdretteres insentiver fra trafikklyssystemet til å redusere sin miljøpåvirkning i produksjonsområder før og etter miljøterskelen er overskredet

Erik Johannesen Bakke

Masteroppgave i Fiskeri- og Havbruksvitenskap, (60p), FSK-3960, mai 2024



Innholdsfortegnelse

1	Sammendrag	1
2	Introduksjon	3
2.1	Trafikklyssystemet.....	5
2.1.1	Bakgrunn	5
2.1.2	Organisering og kunnskapsbygging i trafikksystemet	7
2.1.3	Reguleringstiltak i havbruksnæringen som ikke er innlemmet i trafikklyssystemet.....	11
2.1.4	Svakheter med trafikklyssystemet.....	12
3	Metode.....	16
3.1	Teoretisk rammeverk.....	16
3.2	Aktuelle regresjonsmetoder for paneldata.....	16
3.2.1	Fixed effects modell.....	16
3.2.2	Random effects modell.....	17
3.3	Forutsetninger for modellene.....	17
3.4	Konseptuelt rammeverk.....	19
3.5	Anvendelse av modell	20
3.6	Hypoteser for modellene	22
4	Data	23
4.1	Forklaring av variabler	26
4.2	Bakgrunnsinformasjon fra variabler i datamaterialet	27
5	Resultat.....	31
5.1	Visualisering av variabler.....	31
5.2	Forutsetninger for modellene.....	39
5.3	Analyse	39
6	Diskusjon.....	46
6.1	Tolkning og diskusjon av uavhengige kontrollvariabler	46

6.1.1	Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger	46
6.1.2	Temperatur	49
6.1.3	Tetthetsvariabler (tonn biomasse per km ² og antall fisk per km ²)	50
6.2	Reduksjon i maksimalt tillatt biomasse	52
6.2.1	Virkninger av 6% reduksjon i MTB.....	52
6.2.2	Miljø-insentiver i trafikklyssystemet og effekter av en reduksjon i MTB som følge av høy miljøpåvirkning	55
6.3	Feilkilder i modell B og modell F	59
6.3.1	Data	60
6.3.2	Modell	62
6.3.3	Forbedringspunkter til modellen	64
7	Konklusjon	65
8	Referanseliste	67
	Vedlegg	71

Tabell liste

Tabell 1.	Ekspertgruppens årlige vurdering av <i>Lepeophtheirus salmonis</i> (lakselus).....	9
Tabell 2	Styringsgruppens sin vurdering av <i>Lepeophtheirus salmonis</i> (lakselus).....	10
Tabell 3	Utdrag av produksjonsområde 5 fra januar 2019 til mai 2020.	24
Tabell 4	Beskrivelse av kolonnene i datasettet	25
Tabell 5	Deskriptiv statistikk av variabler i datasettet.	27
Tabell 6:	Resultatene av de uavhengige variablene fra entity timed fixed effects modellen...	39

Tabell 7 Resultatene av tidseffektene fra entity timed fixed effects modellen.	43
Tabell 8: Resultatene av enhetseffektene fra entity timed fixed effects modellen.....	45

Figur liste

Figur 1. Anvendelse av observasjonsdata og modellering	8
Figur 2: Konseptuell modell for hvilke variabler som er tenkt å påvirke voksen hunnlus per fisk i et produksjonsområde.	19
Figur 3: visualisering av hvordan gjennomsnittlig ukentlig temperatur varierer basert på tid på året og produksjonsområde.	28
Figur 4: Visualisering av forholdet mellom gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur og tetthetsvariablene.....	29
Figur 5: Månedlig gjennomsnittlig antall fisk per km ² i produksjonsområdene.....	29
Figur 6: Utvikling over tid av gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk fra 2012 til 2024.....	30
Figur 7: Gjennomsnittlig antall voksen hunnlus og reduksjon i MTB i produksjonsområde 1-13 over tid.....	32
Figur 8: Utvikling av gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk i produksjonsområder som har fått én reduksjon eller flere.	32
Figur 9: Boksplott av biomasse i de forskjellige produksjonsområdene.	33
Figur 10: Sammenhengen mellom gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk og gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak.	34
Figur 11: Sammenhengen mellom gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk og gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak fra 6 måneder i forveien (t-6).....	35
Figur 12: Sammenhengen mellom gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur (°C) og Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk i produksjonsområdene.	36
Figur 13: Sammenhengen mellom Tonn biomasse per kvadratkilometer og gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk i produksjonsområdene	37
Figur 14: Sammenhengen mellom antall fisk per kvadratkilometer og gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk.....	38
Figur 15: Visualisering av modell F sine koeffisienter og konfidensintervall.	41
Figur 16 Visualisering av modell B sine koeffisienter og konfidensintervall.....	41
Figur 17 Linjediagram av gjennomsnittlig ukentlig antall hunnlus per fisk	44

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på mine 5 år som student på Norges Fiskerihøgskole, og i den anledning vil jeg takke de som har vært til hjelp med masteroppgaven og gjennom studiet.

Jeg vil først og fremst takke min hovedveileder, Claire Armstrong, og min biveileder, Thuy Pham, for gode råd, tips, veiledning og motivasjon som har vært uvurderlig i løpet av skrivingen av denne masteroppgaven.

Jeg vil også takke mine medstudenter for gode råd, tips og meningsfulle diskusjoner i løpet av skrivingen, men for det gode samholdet og trivselen jeg har opplevd i løpet av min studietid på NFH.

Til slutt vil jeg takke min mor, far og søster som har vært til god støtte gjennom masterskrivingen og generelt gjennom hele studietiden.

1 Sammendrag

Trafikklyssystemet i Norsk havbruk ble implementert den 10. oktober 2017 med et hovedmål om å bidra til å skape forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i Norsk havbruksnæring. Trafikklyssystemet er et områdebasert reguleringsystem med handlingsregel basert på en enkelt miljøindikator. Miljøindikatoren trafikklyssystemet bruker i dag er lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt forårsaket av lakselus fra oppdrett. Basert på om dødeligheten i et produksjonsområde er under 10% mellom 10% og 30%, eller over 30% får produksjonsområde en 6% øking i maksimalt tillat biomasse (MTB), en stopp i økning av MTB, eller en 6% reduksjon i MTB. Trafikklyssystemet ønsker dermed å regulere oppdretternes miljøpåvirkning ved å regulere MTB i produksjonsområdet.

Det endelige forslaget til trafikklyssystemet ble lagt frem i St.Meld.16 (2015). I stortingsmeldingen var det antatt at *Et system med fastsatte miljøindikatorer gir sterke incentiver til å drive miljømessig bærekraftig og til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer som bidrar til at næringens miljømessige fotavtrykk ikke øker proporsjonalt med produksjonen* (Meld.St.16, 2015, s. 8). Formålet til oppgaven har vært å undersøke om trafikklyssystemet har gitt oppdrettere insentiver til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer for å dempe oppdretternes miljøpåvirkning som kan observeres som en vesentlig endring i andelen av voksen hunnlus per fisk i produksjonsområdene over tid. Oppgaven har også undersøkt om trafikklyssystemet har hatt en uønsket effekt hvor insentivene først inntreffer, eller blir forsterket, når et produksjonsområde har en høy miljøpåvirkning og får en «smekk på fingeren» i form av en 6% reduksjon i MTB som følge av dette.

Oppgaven har innhentet offentlig data om voksen hunnlus per fisk, avlusninger, temperatur, biomasse og antall fisk rapportert fra oppdrettsanlegg til Fiskeridirektoratet. Disse dataene har så blitt sortert og analysert ved hjelp av to forskjellige entity time fixed effects modeller og visualiseringer av datamaterialet. Oppgaven har spesielt sett på hvordan produksjonsområder som har opplevd å få redusert sin MTB som følge av en vurdert høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet påvirker gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F) i produksjonsområdene. Samtidig har temperatur, avlusninger, tetthet av biomasse og tetthet av fisk blitt lagt til som kontrollvariabler for å unngå spuriøse sammenhenger ettersom det har vært forventet at disse variablene også påvirker GH/F i produksjonsområdene. Modellene som ble brukt til å analysere datasettet i oppgaven finner at temperatur har en positiv økende effekt på GH/F. Langtidseffekter av avlusninger og, litt uforventet, tetthet av fisk har en negativ reduserende effekt på GH/F. Tetthet av biomasse hadde ingen signifikant effekt på

GHF. Modellene beregnet også at produksjonsområder som har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning i trafikksystemet vil ha lavere andel av GH/F enn produksjonsområder som ennå ikke har fått en reduksjon i MTB. Resultater fra modellene og visualiseringer av datamaterialet, i sammenheng med relevant litteratur tyder på at trafikklyssystemet ikke fullstendig lykkes med å skape insentiver til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer som kan dempe oppdretternes miljøpåvirkning. Trafikklyssystemet åpner for et «gratispassasjer»-problem hvor oppdrettere muligens heller vil avvente å gjøre egne investeringer ettersom de er tjent med at andre oppdrettere i samme område foretar disse investeringene som vil redusere produksjonsområdet samlete miljøpåvirkning. Dette gratispassasjer problemet kan bli motvirket når et produksjonsområde blir vurdert til å ha en høy miljøpåvirkning som følge av de negative konsekvensene ved en 6% reduksjon i MTB. I tillegg kan oppdrettere med høy tilstedeværelse i et produksjonsområde sitt behov for et godt omdømme, hvor videre høy miljøpåvirkning kan svekke dette, også bidra til å «motkjempe» dette gratispassasjer problemet når området opplever en reduksjon i MTB. På denne måten vil trafikklyssystemet sine insentiver kunne ha en vesentlig påvirkning på oppdretternes miljøpåvirkning først når oppdretterne allerede er vurdert til å ha en uakseptabelt høy miljøpåvirkning i produksjonsområde. På grunn av dette kan man stille spørsmål om trafikklyssystemet har noen effekt for å forhindre at oppdrettere har en uakseptabel høy miljøpåvirkning i et produksjonsområde. Det kan derfor virke som at trafikklyssystemet lykkes dårlig med å skape miljømessig bærekraft i oppdrettsnæringen.

2 Introduksjon

I 2017 innførte den daværende regjeringen det såkalte trafikklssystemet i havbruk med pressemeldingen *Regjeringen slår på trafikklset*. Trafikklssystemet er et reguleringsystem for maksimalt tillatt biomasse i norsk akvakultur basert på en handlingsregel bestemt av en gitt miljøindikator. Avhengig av nivå av lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt påført av luseutslipp fra oppdrettsanlegg kan oppdrettere enten få vekst i maksimalt tillatt biomasse, stopp i vekst, eller reduksjon i vekst i et gitt produksjonsområde. Systemet ble innført som et av hovedverktøyene regjeringen mente skulle bidra til å skape forutsigbar og bærekraftig vekst i havbruksnæringen (Meld.St.16, 2015).

Trafikklssystemet kan sees på som å være en blanding av to miljøstandarder. De to miljøstandardene er Maksimalt tillatt biomasse (MTB), som begrenser produksjonen til oppdrettere både på lokalitetsnivå og regionsnivå, og Lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt. En miljøstandard har som mål å begrense uønskede miljøeffekter forårsaket av produsenter. Standarden er en gitt grense for hvor mye en produsent kan forurense før produsenten vil oppleve negative konsekvenser. Meningen med dette er at produsenten ikke vil ønske å produsere mer enn hva som er akseptabelt innenfor grensen satt av miljøstandarder ettersom en overskridelse er ment å medføre gebyrer eller tap av vinning slik at de marginale kostnadene til produsenten er høyere enn den marginale vinningen (Westeren et al., 1994). Trafikklssystemet bruker en blanding av «gulrot og pisk» ved å enten subsidiere eller «straffe» oppdrettere som holder seg under eller over grensen til miljøstandarder for lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt. Dette gjøres med å øke eller redusere grensen til miljøstandarder regional MTB som tilsvarer oppdretternes produksjonskapasitet. En region i trafikklssystemet kalles for et produksjonsområde. Mens miljøstandarder MTB har gjeldende grenser både for produksjonsområdet og for enkelte lokaliteter, måles miljøstandarder lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt kun oppdretteres samlede miljøpåvirkning i produksjonsområdet. Et produksjonsområde i trafikklssystemet kan derfor beskrives som en «regulert allmenning». Regulerte allmenninger er spesielt utsatt for at aktører raskt utarmer den begrensede ressursen i allmenningen hvis ressursen er forbundet med økonomisk profitt uten at kostnadene stiger med økt produksjonskapasitet. Hvis dette er tilfellet vil aktørene forsøke å anskaffe seg så mye av ressursen som mulig før ressursen er utarmet (Homans & Wilen, 1997). Oppdrettere sitt utslipp av lakselus er delvis begrenset av en miljøstandard utenfor trafikklssystemet som begrenser antall voksen hunnslus til 0.5 per fisk eller 0.2 per fisk i spesielle perioder (*Forskrift*

om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg, 2012). Etter hvert vil derimot ikke oppdretternes overholdelse av denne grensen være nok til å være under grensen for lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt. Dette er siden oppdretternes luseutslipp også påvirkes av biomasse i oppdrettslokaliteten som vil øke så lenge oppdrettere er under grensen for lakselus-indusert dødelighet. Etersom å videre redusere voksen hunn lus per fisk under 0.5 eller 0.2 innebærer økte investeringskostnader risikerer man at en oppdretter i et produksjonsområde ikke vil ha tilstrekkelig med insentiver for å dempe sin egen miljøpåvirkning. Oppdretteren kan heller være tjent med at andre oppdrettere påtar seg kostnadene forbundet med å redusere utslipp av lakselus ettersom dette reduserer miljøpåvirkningen på miljøstandarden i hele produksjonsområdet. Trafikklyssystemet tenker å motvirke en slik situasjon med insentiver til å ha lav miljøpåvirkning gjennom å gi en slags subsidie i form av vekst i MTB ved lav miljøpåvirkning, og en form for straff ved høy miljøpåvirkning i form av reduksjon i MTB. Denne oppgaven ønsker å undersøke om trafikklyssystemet i praksis lykkes med dette og dermed oppfyller deler av regjeringens mål fra Meld.St.16 om *forutsigbar og bærekraftig vekst i oppdrettsnæringen*. Oppgaven vil spesielt se nærmere på en av antagelsene som implementeringen av trafikklyssystemet var antatt å realisere, og dermed bidra til forutsigbar og bærekraftig vekst i oppdrettsnæringen: *Et system med fastsatte miljøindikatorer gir sterke incentiver til å drive miljømessig bærekraftig og til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer som bidrar til at næringens miljømessig fotavtrykk ikke øker proporsjonalt med produksjonen* (Meld.St.16, 2015, s. 8). Vekst og bærekraft står i mange tilfeller i konflikt med hverandre, hvor en bedring i den ene kan bety en forverring av den andre. Å skape vekst samtidig som det miljømessige fotavtrykket holder seg statisk eller reduseres vil derfor kreve vesentlig med innsats fra oppdrettere for å oppnå dette. Med implementeringen av trafikklyssystemet håpte man at systemet ville gi såpass sterke insentiver slik at oppdrettere ville legge inn vesentlig innsats for at deres miljømessige fotavtrykk ikke øker proporsjonalt med produksjonen. Oppgaven vil ta en kvantitativ tilnærming for å undersøke om trafikklyssystemet i seg selv skaper sterke nok insentiver for oppdrettere å legge inn vesentlig innsats for å holde sitt miljømessige fotavtrykk statisk eller avtagende og om disse insentivene heller oppstår, eller blir forsterket, hvis oppdrettere får en 6% reduksjon i MTB. Forskningsspørsmålene til oppgaven lyder slik:

1. Gir trafikklyssystemet oppdrettere vesentlige insentiver til å holde sitt miljømessige fotavtrykk statisk eller reduktivt samtidig som produksjonen øker.

2. Endres miljøpåvirkningen hvis oppdrettere i produksjonsområdet opplever å få en reduksjon i MTB som følge av å bli vurdert til å ha en høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet.

Forskningsspørsmålene vil besvares ved hjelp av statistisk analyse og visuelle fremstillinger av innrapporterte lusetall og biomasse fra oppdretterne fra 2017 frem til den siste vurderingen av produksjonsområdene i 2023. Resultatene av dette vil så bli diskutert i lys av relevant litteratur for å forsøke å finne et endelig svar på forskningsspørsmålene.

2.1 Trafikklyssystemet

2.1.1 Bakgrunn

Etter hvert som oppdrettsnæringen har vokst fra småskala oppdrett i firkantmeder med håndføring til en moderne milliardindustri har man sett et behov for å i større grad kunne regulere næringen for å sikre bærekraftig vekst for næringen i fremtiden. Fiskeri og kystdepartementet ga i 2007 en strategi for et fremtidig konkurransedyktig Norsk oppdrett (Fiskeri- og kystdepartementet, 2007). I dette dokumentet ble bærekraft i havbruksnæringen lagt frem som en viktig del av Norges strategi for å sikre en voksende og konkurransedyktig oppdrettsnæring. *Lepeophtheirus salmonis*, bedre kjent som lakselus, sin påvirkning på villfisk var en av faktorene som var ansett å kunne påvirke det biologiske mangfoldet hvis man tillot videre vekst i oppdrettsnæringen uten å begrense lakselus (Fiskeri- og kystdepartementet, 2007). Lakselus er en parasitt som infiserer salmonider og livnærer seg på slim, blod og muskel fra verten (Fields et al., 2018). Oppdrett av laks og ørret i åpne merder fører til en kraftig konsentrasjon av mulige verter for lakselus. Dette kan potensielt føre til høye konsentrasjoner av lakselus, noe som kan føre til økt smittepress på villfisk og øke dødeligheten (Myksvoll et al., 2018). En del av strategien til Fiskeri og kystdepartementet for å sikre bærekraft i havbruksnæringen var å utvikle handlingsplaner for å begrense lakselus, virus og bakterielle infeksjoner i havbruksnæringen (Fiskeri- og kystdepartementet, 2007). Siden 1998 har oppdrettsnæringen hatt en satt grenseverdi for hvor mange kjønnsmodne hunnlus per fisk av arten *Lepeophtheirus salmonis* som kan være i en merd før oppdretter er forpliktet til å iverksette avlusningstiltak. Denne grenseverdien har blitt redusert fra 1 til 2 kjønnsmodne hunnlus per fisk i 1998 til dagens grenseverdier som ble innført i 2012 med en generell grenseverdi på 0.5 kjønnsmodne hunnlus per fisk og en redusert grenseverdi på 0.2

kjønnsmodne hunnlus per fisk i perioder for vill laksesmolt utvandring på våren (*Forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg*, 2012). Etter hvert som lakselus ble et større og større problem for næringen, ble det foreslått å dele inn kysten i produksjonsområder med koordinert brakklegging og felles utsett-soner. I tillegg ble det foreslått å regulere MTB i disse produksjonsområdene gjennom en handlingsregel basert på tre miljøindikatorer: en indikator for rømming, en for dødelighet av oppdrettsfisk og en for lakselus. Den foreslåtte indikatoren for lakselus var gjennomsnittet av antall voksen hunnlus per oppdrettsfisk i havbrukslokaliteter i hele produksjonsområdet ettersom man regnet med at antall hunnlus per oppdrettsfisk ville reflektere lusepåslag på vill laksefisk i produksjonsområdet (Fiskeri- og kystdepartementet, 2011a). Etter hvert siktet man seg inn på å kun bruke lakselus og rømming som miljøindikator. Den foreslåtte indikatoren til lakselus ble også endret fra å være antall voksen hunnlus per oppdrettsfisk til å være lakselus-indusert dødelighet på villfiskbestander med 3 nivå av miljøpåvirkning. Hvis lakselus-indusert dødelighet var under 10% vil oppdretterne ha lav påvirkning, dødelighet mellom 10% og 30% tilsier at oppdretterne har moderat påvirkning og over 30% betyr at oppdrettere har høy påvirkning på miljøindikatoren (Nærings- og fiskeridepartementet, 2013). For å beregne dødelighet på villfisk hadde Havforskningsinstituttet utviklet en metode for å modellere lakselus-indusert dødelighet på villfisk forårsaket av lus fra oppdrettsfisk (Taranger, 2012).

Med dette hadde man kommet frem til hvilken miljøindikator og nivåer som kom til å bli brukt i det senere navngitte trafikklyssystemet. Hvilke handlingsregler som skulle gjelde for de forskjellige nivåene kom derimot i senere tid etter et regjeringsskifte fra en rødgrønn til borgerlig regjering i 2013. Mens arbeidet mot en miljøindikator for lakselus frem til 2013 hadde hatt hovedfokus på miljømessig bærekraft, ble hovedfokuset nå ekspandert til også å gjelde forutsigbar vekst (Høyre, 2013). Dette ble tydeliggjort i Meld.St.16 (2015), også kalt *Havbruksmeldingen*, hvor regjeringen ønsket forutsigbar og bærekraftig vekst i havbruksnæringen. For å oppnå dette ville regjeringen bruke et system med en handlingsregel basert på miljøindikatorer i produksjonsområder. Handlingsregelen som ble foreslått var utformet som et trafikklys og derav fikk systemet navnet «trafikklyssystemet». Hvis miljøindikatoren tilsa at oppdrettere i et produksjonsområde har lav miljøpåvirkning ville produksjonsområdet få «grønt lys» og dermed bli tilbudt 6% vekst i MTB. Hvis miljøindikatoren tilsa at oppdretterne i et produksjonsområde har moderat miljøpåvirkning vil produksjonsområdet få «gult lys» og ikke få noen vekst i MTB. Hvis miljøindikatoren tilsa at oppdrettere i et produksjonsområde har høy miljøpåvirkning ville produksjonsområdet få

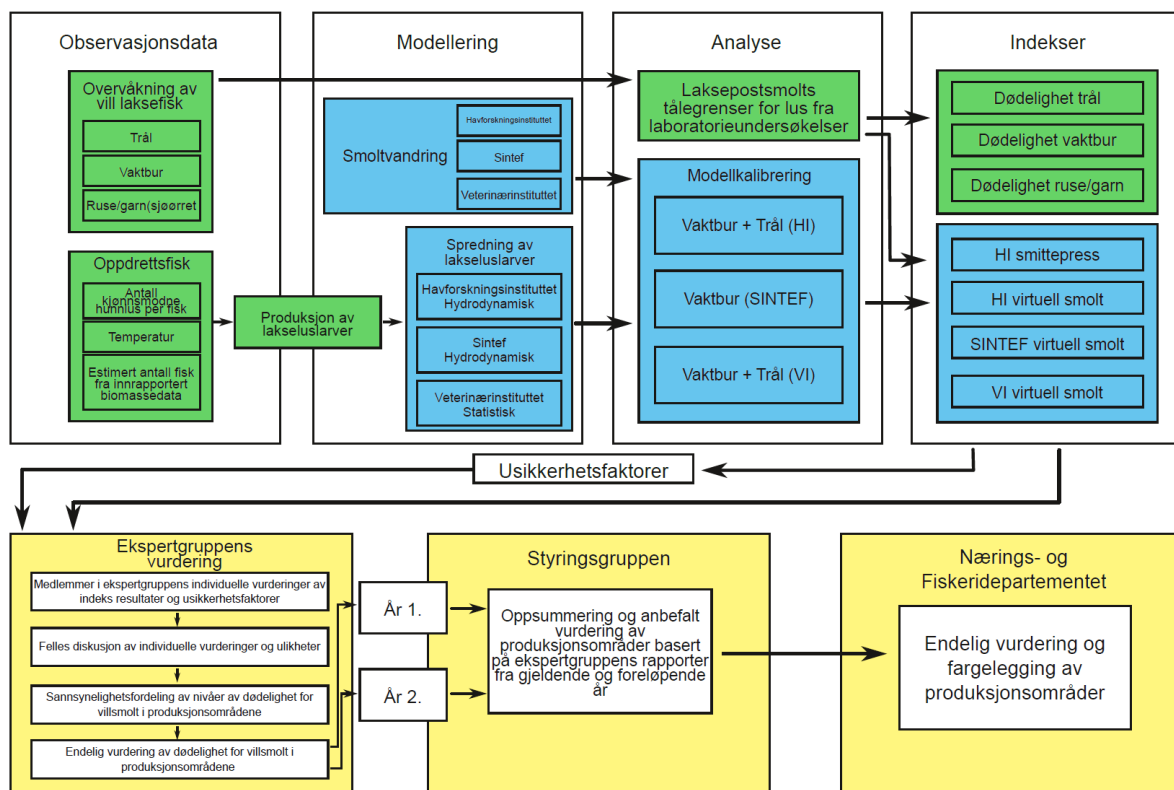
«rødt lys» og dermed få en 6%¹ reduksjon i MTB. Miljøindikatoren som ble valgt for denne handlingsregelen var lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt fra oppdrettsfisk, men man ønsket også å etter hvert inkludere flere indikatorer i reguleringssystemet basert på handlingsregel (fra nå av kalt trafikklyssystemet) (Meld.St.16, 2015). Denne stortingsmeldingen gikk så ut på høring hvor man fastsatte 12 produksjonsområder til trafikklyssystemet basert på et forslag fra Havforskningsinstituttet (Ådlandsvik, 2015; *Høringsnotat - implementering av Meld. St. 16 (2014-2015)*, 2016). Den 16. Januar 2017 ble trafikklyssystemet en realitet når det ble hjemlet i den nye produksjonsområdeforskriften. Trafikklyssystemet som ble hjemlet i produksjonsområdeforskriften var tilnærmet identisk til det handlingsregelbaserte systemet som ble foreslått i Meld.St.16 og høringsnotatet til stortingsmeldingen. Den eneste endringen som hadde blitt gjort var at det sørligste produksjonsområdet nå hadde blitt splittet i 2 slik at det nå var totalt 13 produksjonsområder (*Produksjonsområdeforskriften*, 2017). Den første vurderingen av trafikklyssystemet kom den 30. oktober 2017 med pressemeldingen «Regjeringen skrur på trafikklyset». I denne første vurderingen av trafikklyssystemet for 2018 og 2019 fikk produksjonsområder som hadde lav miljøpåvirkning 6% vekst, de med moderat påvirkning fikk ingen vekst, men de som hadde høy miljøpåvirkning fikk ikke 6% reduksjon, men heller ikke vekst. Dette var ettersom regjeringen ønsket at oppdretterne skulle få tid til å tilpasse seg det nye systemet før trafikklyssystemet ga reelle negative konsekvenser for oppdretterne. Første gangen produksjonsområder fikk reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning var derfor i den andre vurderingen av trafikklyssystemet for 2020 og 2021.

2.1.2 Organisering og kunnskapsbygging i trafikksystemet

Trafikklyssystemet skal i praksis regulere totalt tillatt biomasse på regionalt nivå basert på hvor stor dødelighet utslipp og spredning av luselarver fra oppdrettsanlegg forårsaker vill laksesmolt i området (Meld.St.16, 2015). For å måle denne påvirkningen brukes en kombinasjon av modellering og observasjonsdata. Hvordan dette fungerer fra innhenting av

¹ Forslag om at produksjonsområdene skulle få akkurat 6% vekst eller reduksjon ble lagt frem i en rapport fra SINTEF i samarbeid med Nærings- og fiskeridepartementet. Det ble lagt frem 3 ulike scenarioer for et system med handlingsregel, en lav risikoprofil med 3% vekst/reduksjon, en middels risikoprofil med 6% vekst/reduksjon og en høy risiko profil med 10% vekst/ reduksjon (Winther et al., 2015). I *Meld. St. 16 (2015)* foreslo regjeringen å bruke middels risikoprofil som ble brukt i implementeringen av trafikklyssystemet.

data til endelig vurdering er beskrevet i *figur 1*. Observasjonsdataene består av observasjoner av lus på oppdrettsfisk og vill laksefisk. For vill laksefisk benyttes vaktbur med laksesmolt som settes ut i utvalgte interesseområder. Disse står ute i 14 dager før laksesmolten så telles for lakselus. Trål brukes også i noen utvalgte fjorder hvor man henter opp utvandrende laksesmolt og teller lusepåslag. Det brukes også garn og ruser hvor lusepåslag på vill sjøørret telles. Det eksisterer en korrelasjon mellom påslag av lus mellom vill sjøørret og villaks, men på grunn av forskjeller i vandringsmønster forventes det et høyere påslag på vill sjøørret enn på vill laksesmolt. Dette tas hensyn til når helhetsvurderingen for et produksjonsområde skal tas (Vollset et al., 2023).



Figur 1. Anvendelse av observasjonsdata og modellering for utvikling av indekser som brukes i den endelige vurderingen av lusepåvirkning i et produksjonsområde basert på figur fra Vollset et al. (2023). Observasjonsdata fungerer godt for å kontrollere validiteten til modelleringer og som komplementære data til modellene for å redusere usikkerheten til den endelige vurderingen. De tre modellene fra Havforskningsinstituttet, Sintef og Veterinærinstituttet bruker alle observasjonsdata av lakselus på oppdrettsfisk, i tillegg til andre observasjoner som temperatur. Sintef og Havforskningsinstituttet sine modeller er i tillegg basert på hydrodynamiske strømningsmodeller for å beregne egg spredningen fra voksne hunnlus fra oppdrettslokaliteter (Broch et al., 2020; Myksvoll et al., 2018).

Observasjonsdataene og resultatene fra modellene blir så årlig vurdert av en ekspertgruppe som lager en rapport med vurderinger for hvert produksjonsområde, i tillegg til usikkerheter rundt modellene og observasjonsdataene. Ekspertgruppen består av personer med god kompetanse angående både oppdrett og villaks og de skal kunne gjøre en overordnet analyse av tilgjengelig kunnskap rundt lakselus-indusert villaksdødelighet. Ekspertgruppen blir opprettet for to år av gangen av styringsgruppen (Styringsgruppen, 2020). Ut fra resultatene til de forskjellige modelleringene og observasjonsdata på vill laksefisk deler ekspertgruppen produksjonsområdene inn i 3 forskjellige kategorier basert på hvilken dødelighet vill laksesmolt har størst sannsynlighet å oppleve som følge av lus fra oppdrettsanlegg i området. Kategoriene er lav miljøpåvirkning, hvor dødeligheten mest sannsynlig er under 10%, moderat miljøpåvirkning, hvor dødeligheten mest sannsynlig er mellom 10% og 30%, og høy miljøpåvirkning hvor dødeligheten mest sannsynlig er over 30%. Det er inndelingen i disse kategoriene som tilsier om produksjonsområdet får en 6% økning, stopp i økning, eller en 6% reduksjon basert på dødelighet. Resultatene fra ekspertgruppens årlige vurderinger er vist i *tabell 1* hvor de 3 forskjellige påvirkningene har blitt fargelagt i tilsvarende lyssetting for vekst (grønn), stans i vekst (gul) og reduksjon i vekst (rød).

*Tabell 1. Ekspertgruppens årlige vurdering av *Lepeophtheirus salmonis* (lakselus) fra oppdrettsanlegg sin påvirkning på vill laksesmolt i de 13 produksjonsområdene (i tabellen forkortet til PO). Basert på Vollset et al. (2023).*

PO	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
1	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav
2	Mod	Lav	Mod	Lav	Høy	Lav	Mod	Mod
3	Høy	Høy	Høy	Mod	Høy	Høy	Høy	Høy
4	Mod	Høy	Mod	Høy	Mod	Høy	Høy	Mod
5	Mod	Mod	Mod	Høy	Lav	Mod	Mod	Mod
6	Mod	Lav	Lav	lav	Lav	Lav	Mod	Mod
7	Mod	Lav	Mod	lav	Mod	Mod	Mod	Mod
8	Lav	Lav	Lav	lav	Lav	lav	Mod	Lav
9	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	lav	Lav	Lav
10	Lav	Lav	Lav	Mod	Lav	lav	Lav	Lav
11	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	lav	Lav	Lav
12	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	lav	Lav	Lav
13	Lav	Lav	Lav	Lav	Lav	lav	Lav	Lav

Tabell 2 Styringsgruppens sin vurdering av *Lepeophtheirus salmonis* (lakselus) fra oppdrettsanlegg sin påvirkning på vill laksesmolt i de 13 produksjonsområdene.

PO	2016-2017	2018-2019	2020-2021	2022-2023
1	Lav	Lav	Lav	Lav
2	Mod	mod	Lav	Mod
3	Høy	Høy	Høy	Høy
4	Høy	Høy	Høy	Mod
5	Mod	Høy	Mod	Mod
6	Mod	Lav	Lav	Mod
7	Mod	Mod	Mod	Mod
8	Lav	Lav	Lav	Lav
9	Lav	Lav	Lav	Lav
10	Lav	Mod	Lav	Lav
11	Lav	Lav	Lav	Lav
12	Lav	Lav	Lav	Lav
13	Lav	Lav	Lav	Lav

Ekspertgruppens årlige vurdering av produksjonsområdene har imidlertid ikke noen direkte påvirkning på den endelige fargeleggingen produksjonsområdene får. Den årlige vurderingen er derimot essensiell når styringsgruppen skal foreta sin vurdering av miljøpåvirkning i produksjonsområdene. Styringsgruppen har utgitt sin vurdering av produksjonsområdene hvert andre år siden trafikklyssystemet ble implementert i 2017. Sammenlikner man ekspertgruppens vurderinger i *tabell 1* med styringsgruppens vurderinger i *tabell 2* kan det se ut som styringsgruppen har en tendens til å vektlegge året med høyest påvirkning når den totale vurderingen skal settes for de to årene, uavhengig om året med høyest vurdering er i vurderingsåret til styringsgruppen eller det forløpende året. Unntaket for dette er vurderingen til produksjonsområde 2 for 2020-2021 i *tabell 2*. Vurderingen til styringsgruppen for disse to årene var lav, selv om ekspertgruppen hadde gitt område høy vurdering i 2020 med middels usikkerhet og lav vurdering i 2021 med stor usikkerhet.

Styringsgruppen består av en representant fra tre forskjellige institutter:

Havforskningsinstituttet, Veterinærinstituttet og Norsk institutt for naturforskning (NINA) (Styringsgruppen, 2020). I motsetning til ekspertgruppen eksisterer det ikke noen tidsbegrensning på hvor lenge representantene sitter i styringsgruppen. Når styringsgruppen skal vurdere fargeleggingen til produksjonsområdene brukes en kombinasjon av informasjon fra ekspertgruppens rapporter fra vurderingsåret og det foregående året. Styringsgruppen evaluerer rapportene til ekspertgruppen og leverer en oppsummering av de to rapportene, i tillegg til faglige vurderinger, til Nærings- og fiskeridepartementet som så foretar den

endelige fargeleggingen. Hittil har styringsgruppens vurdering og fargelegging av områdene samsvart med den endelige fargeleggingen til Nærings- og fiskeridepartementet.

2.1.3 Regulerings tiltak i havbruksnæringen som ikke er innlemmet i trafikklyssystemet

Trafikklyssystemet regulerer kun regional biomasse basert på en miljøindikator. For å oppnå en helhetlig forvaltning av havbruksnæringen kan trafikklyssystemet derfor ikke fungere selvstendig, men er ment å fungere sammen med andre mer lokale regulerings tiltak og indikatorer på lokalitetsnivå (Meld.St.16, 2015). I dette kapittelet vil forskjellige reguleringsformer som er ment å fungere med trafikklyssystemet bli nevnt og kort beskrevet.

Forskrift om lakselusbekjempelse er den forskriften med reguleringer som går mest inn i trafikklyssystemet. Forskriften har paragrafer som både sier noe om drift på lokalitetsnivå, men også innenfor soner i et produksjonsområde. Akvakulturanlegg skal ha en samordnet plan for bekjempelse og kontroll av lakselus og legger opp til at mattilsynet kan fastsette en sone med nødvendige tiltak hvis lokalitetene ikke klarer å lage en tilfredsstillende samordningsplan. Det er i denne forskriften grenser for lakselus er fastsatt med en maksimumsgrense på 0.5 voksne hunnlus, med unntak av uke 16 til 21 i Nord-Trøndelag og uke 21 til 26 i Troms, Finnmark og Nordland hvor grensen er redusert til 0.2 for å beskytte utvandrende vill laksesmolt. I tillegg sier forskriften at selskapene skal telle lakselus og måle temperatur hver uke på lokaliteter med fisk i. Disse rapporteringene er data som er essensiell for modelleringene av dødelighet på vill laksesmolt som blir brukt i trafikklyssystemet. (*Forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg*, 2012).

Akvakulturdriftsforskriften inneholder forskjellige krav til hvordan forsvarlig miljømessig drift skal foregå på lokalitetsnivå. Forskriften stiller krav til brakklegging i minimum 2 måneder etter hver produksjonssyklus med mulighet til forlengelse hvis dette er hensiktsmessig for å stoppe spredning av sykdom. Det skal også foretas en trendovervåking av bunnforholdene ved den enkelte akvakulturlokaliteten ved å foreta jevnlig bunnundersøkelser på forskjellige tidspunkter i produksjonssyklusen. Resultatene rapporteres inn til Fiskeridirektoratet. Er miljøtilstanden uakseptabel gir forskriften hjemmel for å fatte tiltak som brakklegging av lokaliteten frem til miljøtilstanden igjen er akseptabel. (*Forskrift om drift av akvakulturanlegg (akvakulturdriftsforskriften)*, 2008).

Laksetildelingsforskriften stiller krav til at det i sammenheng med søknad om drift på en lokalitet skal foretas strømmålinger på og rundt lokaliteten i tillegg til miljøundersøkelser for å determinere lokalitetens bæreevne og maks MTB, eventuelt for å vurdere om lokaliteten i det hele tatt kan driftes miljømessig forsvarlig (*Forskrift om tillatelse til akvakultur for laks, ørret og regnbueørret (laksetildelingsforskriften)*, 2022). Laksetildelingsforskriften trumfer trafikklyssystemets 6% økning av regional MTB, selv om produksjonsområdet får en lav vurdering. Dette vil si at selv om et produksjonsområde får 6% vekst, vil enkeltlokaliteter ikke kunne realisere 6% vekst hvis det ikke kan ansees som miljømessig forsvarlig på lokalitetsnivå. I teorien kan derfor et produksjonsområde ikke realisere en 6% økning i MTB hvis lokalitetene i området ikke er egnet til en slik økning av lokale miljømessige hensyn. *Akvakulturloven* stiller krav om oppryddings- og gjenfangstplikt til virksomheter som drifter på en havbrukslokalitet. Dette innebærer at virksomheten må sette i gang gjenfangsttiltak etter rømning og plikter å betale både for egne gjenfangsttiltak i tillegg til offentlige gjenfangsttiltak hvis dette er nødvendig. Virksomheten plikter også å rydde opp etter endt drift slik at lokaliteten kan gå tilbake til sin originale miljøtilstand. (*Lov om akvakultur (akvakulturloven)*, 2006).

2.1.4 Svakheter med trafikklyssystemet

Frem til i dag har trafikklyssystemet vært det eneste virkemiddelet reguleringsmyndigheten i Norsk havbruk har hatt for å regulere biomasse på en regional skala. Etter trafikklyssystemet ble implementert i 2017 har man identifisert noen svakheter med reguleringsmetoden.

Den mest åpenbare svakheten til trafikklyssystemet er at systemet kun bruker en enkelt miljøindikator, nemlig lakselus-indusert dødelighet på laksesmolt forårsaket av lus fra oppdrettsfisk. I dag innebærer oppdrett av laksefisk i åpne merder langs norskekysten flere miljørisikoer. De mest sentrale miljørisikoene forbundet med oppdrett er lokale utslipp av næringssalter, slam, tungmetaller som kobber, spredning av sykdommer, rømning og genetisk påvirkning på villaks, utslipp av lakselus og dødfisk (Andersen et al., 2023). I Meld.St.16 (2015) ble rømning og utslipp av næringssalter og slam diskutert som mulige miljøindikatorer å kombinere med den foreslåtte luseindikatoren. For handlingsregelen ønsket regjeringen å velge indikatorer som «*har god korrelasjon med produksjonskapasiteten innenfor et produksjonsområde*». For rømning mente regjeringen at det ikke eksisterte en god nok

sammenheng mellom rømt fisk og produksjonskapasiteten til et område og ble derfor ikke ansett som en aktuell indikator (Meld.St.16, 2015). I samme stortingsmelding ble ikke utslipp av næringssalter og slam ansett som et reelt miljøproblem når Meld.St.16 (2015) ble skrevet, men ble heller ansett som et mulig miljøproblem i fremtiden. For å tilrettelegge til en eventuell inkludering av lokale næringssalt- og slamutslipp som indikator i trafikklyssystemet ville regjeringen at trafikklyssystemet skulle være modulbasert slik at miljøindikatorer enkelt skulle kunne legges til og fjernes i takt med oppdrettsnæringens miljøutvikling. Det ble derfor anbefalt å starte et arbeid med å utvikle en indikator for lokalt utslipp og vurdere om indikatoren skulle implementeres på et senere tidspunkt.(Meld.St.16, 2015).

I 2019 utga Havforskningsinstituttet sin årlige risikorapport for Norsk fiskeoppdrett hvor klassifiseringssystemet for å måle påvirkningen av utslipp av næringssalter og partikulære organiske utslipp fra oppdrettsanlegg hadde blitt endret til et klassifiseringssystem liknende klassifiseringen fra trafikklyssystemet. Fra før av var det ikke noen universell klassifiseringsmetode for å klassifisere vanntilstand, bunnforhold og påvirkning på lokal alge- og planteproduksjon. I risikorapporten fra 2019 hadde Havforskningsinstituttet utviklet et klassifiseringssystem som kunne benyttes for å klassifisere miljøpåvirkning på tvers av de forskjellige miljøeffektene lokale utslipp fra oppdrettsanlegg kan påvirke.

Klassifiseringssystemet har tre klassifiseringer for miljøtilstand: nær ønsket tilstand, moderat avstand fra ønsket tilstand og stor avstand fra ønsket tilstand. På samme måte er det også tre vurderinger av kunnskapsstyrke: god, moderat og svak kunnskapsstyrke. Når for eksempel miljøeffekter som følge av utslipp av næringssalter skal vurderes, klassifiseres tre underkategorier som alle blir påvirket av næringssalts utslipp, i dette tilfellet er det økt konsentrasjon av næringssalter, endring i planteproduksjon og endringer i makroalgesamfunn i fjæra. Alle de tre får hver sin klassifisering og vurdering av usikkerhet. Dette samles så til en endelig vurdering av næringssaltutslipp basert på samme klassifiseringssystem og vurdering av usikkerhetsgrad (Grefsrud et al., 2019). I Meld.St.16 (2015) skrev regjeringen at de ville «*Starte arbeidet med å utvikle en indikator for utslipp, og på sikt vurdere om en slik indikator skal innføres.*» Her menes utslipp som lokale utslipp av næringssalter og partikulære organiske utslipp fra oppdrettsanlegg. Oppdateringen av klassifiseringssystemet i den årlige risikorapporten til Havforskningsinstituttet i 2019 for utslipp til et mer universelt klassifiseringssystem med tre klassifiseringer av miljøtilstand og usikkerhet kan virke som starten på arbeidet for å utvikle en slik indikator. Derimot har ikke Havforskningsinstituttet eller noen andre institusjoner beskrevet denne endringen i klassifiseringssystem som starten

på et slikt arbeid. Det virker heller ikke nødvendig å i dag implementere utslipp i trafikklyssystemet ettersom alle produksjonsområdene ble klassifisert med vannkvalitet nær ønsket tilstand både i 2019 og 2022, men med varierende kunnskapsstyrke. Risiko for miljøeffekter grunnet utslipp av næringssalter fra oppdrett ble også ansett som lav i alle produksjonsområder (Grefsrud et al., 2022). På tross av at indikatorer for rømming, utslipp av næringssalter og partikulære organiske utslipp ikke er innlemmet i trafikklyssystemet, fungerer trafikklyssystemet i samsvar med andre reguleringer som tar for seg utslipp av lokale næringssalter, partikulære organiske utslipp og rømming på lokalt nivå. Det har derfor ikke vært noen konkrete forslag om å innlemme utslipp av næringssalter og partikulære organiske utslipp i trafikklyssystemet siden Meld.St.16 (2015).

Arealutvalget foreslo i 2011 en handlingsregel med regional justering av MTB basert på tap i produksjonen (antall død fisk) som miljøindikator (Anon, 2011a). Dette ble derimot ikke anvendt i utviklingen av trafikklyssystemet hovedsakelig av samme grunn som for rømming som indikator. Tap i produksjonen hadde ikke tilstrekkelig sammenheng med regional biomasse ettersom dødelighet som følge av blant annet dårlig smoltifisert fisk, algeoppblomstring eller sykdom ikke hadde noe vitenskapelig grunnlag for å ha en nær sammenheng med regional biomasse. Dette ble trukket frem av Havforskningsinstituttet sitt høringsvar til arealutvalget (Anon, 2011b).

Etter hvert har fiskevelferd og dødelighet som følge av dette blitt tatt opp som et økende miljøproblem i oppdrettsnæringen. I dag eksisterer det ingen regulatoriske virkemidler for å redusere dødelighet i Norsk lakseoppdrett og det eneste incentivet oppdrettere har for å redusere dødelighet er kostnadene dødelighet medfører i forhold til tapt inntjening. På landsbasis har oppdrett av laks hatt en dødelighet på ca. 15% de siste årene (Andersen et al., 2023). På oppdrag fra Dyrevernsalliansen ga Menon Economics sammen med Nofima ut en rapport hvor mulige reguleringsmidler for å videre redusere dødelighet i oppdrett ble diskutert (Grønvik et al., 2022). Et av reguleringsmidlene som ble diskutert for å redusere dødelighet var å innlemme en velferdsindikator basert på dødelighet i trafikklyssystemet. Grønvik et al. (2022) konkluderte til slutt med at å innlemme en dødelighetsindikator i trafikklyssystemet ville ha lite samsvar med trafikklyssystemets originale mål om å skape en forutsigbar og bærekraftig vekst i oppdrettsnæringen. Grønvik et al. (2022) foreslo heller en egen handlingsregel som vil gi reduksjon eller økning i biomasse på aktørnivå med dødelighet som indikator. Dette ble også videre foreslått i Norsk offentlig utredning: *Helhetlig forvaltning av akvakultur for bærekraftig verdiskapning* (NOU, 2023).

To andre svakheter som har blitt diskutert med trafikklyssystemet er at reduksjonen i regional biomasse ved uakseptabel påvirkning ikke er tilstrekkelig for å oppnå en videre akseptabel miljøpåvirkning. I tillegg er det også en naturlig at trafikklyssystemet vil styre mot moderat miljøpåvirkning (gul) over tid (NOU, 2023).

I en rapport fra Havforskningsinstituttet ble det funnet at hvis produksjonsområde 3 skulle fått en grønn fargelegging i trafikklyssystemet ville det kreve en flat reduksjon på 60% fra datidens innrapporterte lusetall i 2018. Samtidig ble det også funnet at for at alle produksjonsområdene skulle ha akseptabel påvirkning i trafikklyssystemet i årene 2018-2019 måtte alle områdene ha 0.03 gjennomsnittlig hunnlus per fisk eller lavere i ukene med redusert lusegrense for å kunne ha en akseptabel påvirkning med datidens biomasse (Sandvik et al., 2021). Dette er vesentlig lavere enn dagens lusegrense på 0.2 gjennomsnittlig hunnlus per fisk i perioden med redusert lusegrense. Sandvik et al. tok utgangspunkt i innrapporterte lusetall i perioden med redusert lusegrense for årene 2018-2019. På dette tidspunktet hadde produksjonsområdene fått sin første offisielle vurdering i trafikklyssystemet i 2017, men denne vurderingen ga ingen reel reduksjon i områder som hadde høy miljøpåvirkning. Dermed kan denne rapporten kun brukes som en indikator på hvorvidt en reduksjon på 6% i biomasse er effektiv for å oppnå en akseptabel miljøpåvirkning i produksjonsområdene. For at alle oppdrettere i et produksjonsområde skal ha et gjennomsnitt på 0.03 voksne hunnlus per fisk gjennom produksjonen vil dette kreve en vesentlig innsats fra oppdrettere i produksjonsområdet.

Ettersom grønn fargelegging gir vekst og rød gir reduksjon er det naturlig at trafikklyssystemet på sikt vil styre mot gul fargelegging i alle produksjonsområder. Et produksjonsområde vil oppleve en økning i biomasse så lenge området har en akseptabel miljøpåvirkning (grønn). Denne økningen vil stoppe når produksjonsområdet får en moderat miljøpåvirkning (gul) eller en uakseptabel miljøpåvirkning (rød). Ved rød påvirkning vil området få reduksjon frem til produksjonsområdet får gul eller grønn vurdering. På denne måten vil produksjonsområdene ende på en konstant likevekt med gul fargelegging ettersom dette er den eneste vurderingen som ikke fører til noen endring i biomasse (NOU, 2023). Unntaket fra dette er hvis trafikklyssystemet eller andre reguleringer gir oppdrettere nok insentiv til å investere i driftsformer eller produksjonsteknologi for å dempe miljøpåvirkning slik at trafikklyssystemet heller vil styre mot å variere mellom gul og grønn vurdering. Det er også mulig at selv om insentivene fra trafikklyssystemet er kraftige nok så klarer ikke oppdrettere å holde tritt med biomasseveksten i form av teknologiutvikling og bedre drift slik at trafikklyssystemet likevel vil styre mot gult på sikt.

3 Metode

3.1 Teoretisk rammeverk

Oppgaven tar en kvantitativ tilnærming for å løse forskningsspørsmålene ved å foreta en statistisk analyse av observasjonsdata av lusepåslag og temperatur fra oppdrettslokasjoner, i tillegg til innrapporterte avlusningstiltak og innrapportert biomasse fra oppdrett. Oppgaven har et kausalt forskningsdesign av paneldata. Et kausalt forskningsdesign vil si at en ønsker å finne en sammenheng mellom en endring i den uavhengige X variabelen på den avhengige Y variabelen og hvor stor sannsynlighet det er for at en endring i Y vil inntreffe ved en endring i X (Jacobsen, 2015).

3.2 Aktuelle regresjonsmetoder for paneldata

Datasettet som blir brukt til å undersøke hvordan forskjellige variabler påvirker gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (heretter omtalt som GH/F) i et produksjonsområde er paneldata ettersom datasettet inneholder en tidsvariabel og en kategorisk variabel. Det finnes flere forskjellige måter å analysere slik data på som beskrevet i Croissant & Millo (2008). Modellene som oppgaven vil forsøke å anvende er en random effects modell og en fixed effects modell.

3.2.1 Fixed effects modell

En fixed effects modell er basert på en lineær regresjonsmodell med individuelle skjæringspunkt for hver enkelt enhet (Hanck et al., 2021). Enhetene er en kategorisk variabel som for eksempel et produksjonsområde i trafikklssystemet. Modellen fungerer både med numeriske og kategoriske dummy variabler.

Formel 1:
$$Y_{it} = \beta_i + \beta_1 X_{1,it} + \dots + \beta_n X_{n,it} + \varepsilon_{it}$$

Formel 1 er regresjonsformelen til en standard fixed effects modell hvor Y_{it} er den avhengige variabelen, i er enhetene, og t er tidspunkt. β_n er effekten en endring i $X_{n,it}$ har på den avhengige variabelen, der n uttrykker de uavhengige variablene. β_n blir derfor koeffisientene til modellen. β_i er skjæringspunktet til hver enkelt enhet. ε er standardfeilen til modellen, og ε_{it} blir derfor feilledet til modellen. En fixed effects modell antar at det ikke eksisterer noen forhold mellom de forskjellige enhetene i modellen. Modellen kan derfor ikke generaliseres for å gjelde en enhet som ikke er delaktig i modellen (Midway, 2022). Dette vil si at hvis man

har en modell basert på data fra produksjonsområde 1 til 12 kan man ikke generalisere denne modellen til å også gjelde i produksjonsområde 13.

3.2.2 Random effects modell

I motsetning til en fixed effects modell tillater en random effects modell generalisering slik at modellen også er gjeldende for enheter som ikke er delaktige for å estimere modellen. En random effects modell anser enhetene som er brukt til å estimere modellen som et representativt tilfeldig utvalg av en større populasjon av enheter (Midway, 2022). Derfor antar en random effects modell at det eksisterer forhold mellom enhetene i modellen. Dette er ettersom en random effect ikke behandler variansen mellom enhetene som støy og en del av feilledet i modellen, men som en egen gruppe med informasjon som kan inkluderes i modellen som et eget ledd. Regresjonslikningen til random effects modellen som er aktuell for denne oppgaven er vist i *formel 2*

Formel 2
$$Y_{it} = \beta_i + \beta_1 X_{1,it} + \dots + \beta_n X_{n,it} + \alpha_i + \varepsilon_{it}$$

Formel 2 inneholder de samme leddene som i *formel 1*, med unntak av det nye leddet α_i . α_i er det individuell spesifikke feilledet som reflekterer den individuelle variansen mellom de i enhetene i modellen. Dette feilledet holdes konstant over tid. Ettersom denne variansen er et eget ledd i modellen antar en random effects modell at leddet har ingen korrelasjon med de uavhengige variablene i modellen. Dette er vesentlig forskjellig fra en fixed effects modell hvor disse er antatt å korrelere med de uavhengige variablene i modellen og eksisterer derfor ikke som et eget ledd (Vossen, 2024).

3.3 Forutsetninger for modellene

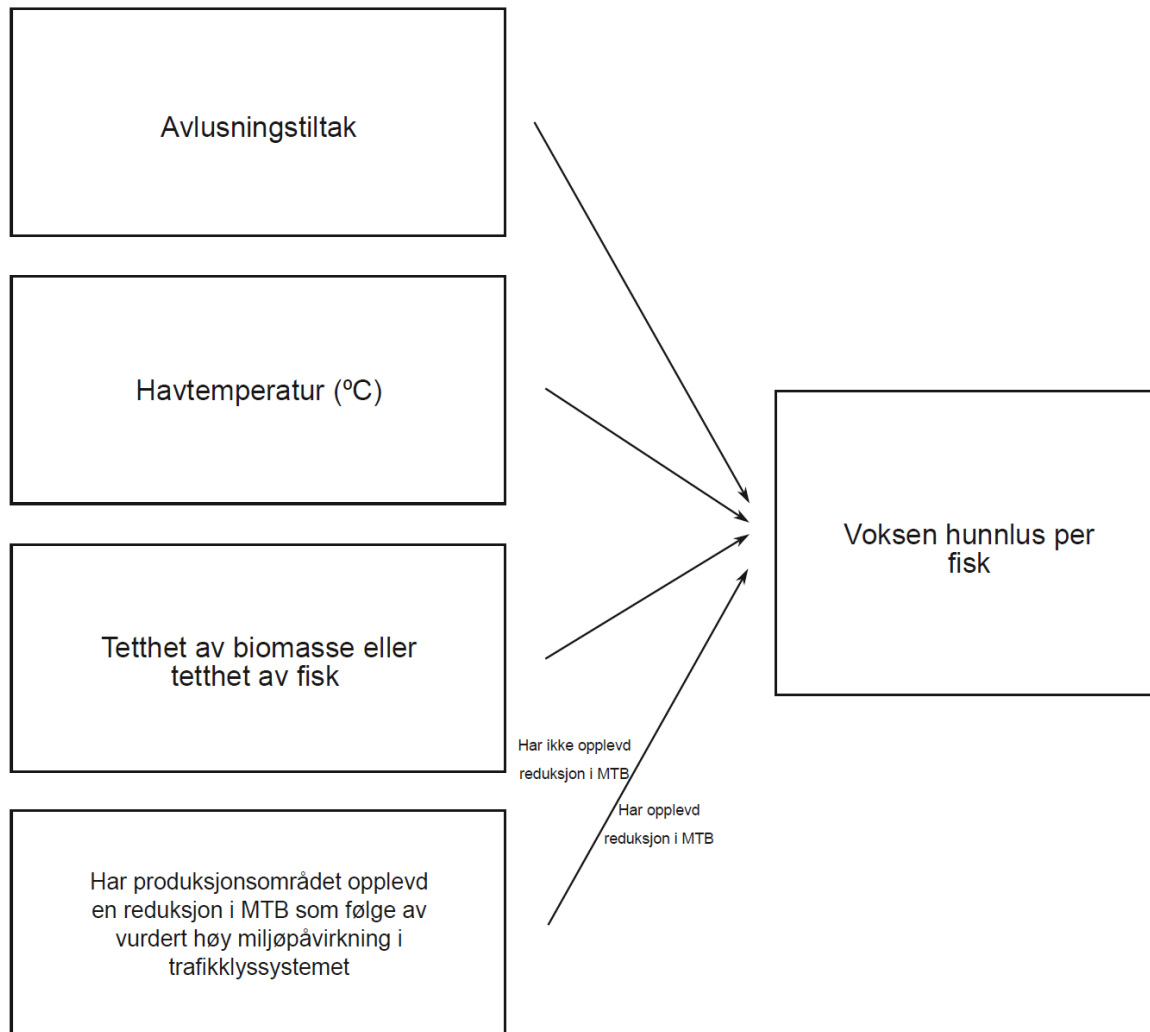
På grunn av forskjellene i hvordan random og fixed effects behandler informasjonen i feilledet har de to modellene noen forskjellige forutsetninger. Forskjellene i forutsetninger er som tidligere nevnt at en random effects modell antar at det ikke eksisterer noen korrelasjon mellom de uavhengige variablene og feilledet med individuell varians, mens fixed effects antar at disse leddene korrelerer og at man dermed kutter ut dette feilledet. Begge modellene forutsetter at det ikke eksisterer noen heteroskedastisitet i feilledet ε_{it} og at det heller ikke er noen tverrsnittavhengighet mellom enhetene. Heteroskedastisitet betyr at feilledet i en modell ikke har en konstant varians, men endres ved forskjellige variabel-verdier (Kaufman, 2013). Tverrsnittavhengighet er når det eksisterer korrelasjon på tvers av variabler i grupperingene i datasettet. Dette er vanligvis forårsaket av ekstern faktor som ikke er delaktig i datasettet

(Henningsen & Henningsen, 2019). En random effects modell antar også at enhetene i modellen er et tilfeldig representativt utvalg av flere enheter for at modellen skal kunne generaliseres.

For å kontrollere for eventuelle brudd på forutsetningene om ingen heteroskedastisitet og ingen tversnittavhengighet kan standardfeil bli beregnet med Arellano sin metode for robuste estimatorer for kovariansmatriser basert på White (1980) sin metode for robuste estimatorer for kovariansmatriser. Mens White sin metode kun tillater heteroskedastisitet tillater Arellano sin metode også for tversnittavhengighet i modellen (Arellano, 1987). For å undersøke om det eksisterer korrelasjon mellom feilledet α_i og de uavhengige variablene kan man bruke en Hausmann-test hvor man sammenlikner en fixed effects og en random effects modell med samme datasett og variabler (Hausman, 1978).

3.4 Konseptuelt rammeverk

Oppgaven ønsker å se nærmere på hvordan avlusninger, havtemperatur og tetthet av biomasse eller fisk påvirker voksen hunnlus per fisk i et produksjonsområde. I tillegg vil oppgaven undersøke om produksjonsområder som har opplevd en reduksjon i MTB som følge av vurdert høy miljøpåvirkning i trafikklssystemet har vesentlig mer eller mindre voksen hunnlus per fisk. Den konseptuelle modellen til oppgaven er vist i *figur 2*.



Figur 2: Konseptuell modell for hvilke variabler som er tenkt å påvirke voksen hunnlus per fisk i et produksjonsområde.

Alle variablene i modellen er tenkt å ha en effekt på voksen hunnlus per fisk i et produksjonsområde. Avlusningstiltak i form av de vanligste avlusningsmetodene er termisk og mekanisk avlusning, ferskvannsbehandling og bruk av bademidler som hydrogenperoksid.

Disse avlusningsmetodene er vist å drepe i snitt mellom 70% til 80% av lakselus på salmonider (Aldrin et al., 2023). Havtemperatur er vist å påvirke lakselus sin smitteevne, utviklingstid, størrelse og spredning (Samsing et al., 2016). I trafikklyssystemet brukes biomasse for å kontrollere påvirkningen lus spredt fra oppdrettsanlegg har på lakselus-indusert dødelighet hos vill laksesmolt. Antallet av fisk er også relevant å undersøke ettersom det er antallet av fisk i et oppdrettsanlegg som blir brukt til å kalkulere hvor mange luselarver som blir frigjort fra oppdrettsanleggene (Kristoffersen et al., 2018). For å ta høyde for størrelsesforskjeller i areal mellom produksjonsområdene er biomasse og antall fisk delt på sjøareal i gjeldende produksjonsområde for å få uttrykt tetthet. Oppgaven ønsker å undersøke forskjeller i voksen hunnlus per fisk mellom produksjonsområder som har opplevd og fått en reduksjon i MTB som følge av å bli vurdert til å ha høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet, og produksjonsområder som ennå ikke har fått reduksjon i MTB som følge av dette. Selv om en reduksjon i MTB kommer av høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet ønsker oppgaven ikke å undersøke forskjeller i voksen hunnlus per fisk mellom produksjonsområder som har blitt vurdert å ha høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet og områder som ikke har blitt vurdert til dette. Dette er siden den første runden i trafikklyssystemet fra 2018 til 2020 vurderte produksjonsområdene med lav, moderat og høy miljøpåvirkning. Derimot ble dette beskrevet som en «testrunde» hvor produksjonsområder som ble vurdert å ha høy miljøpåvirkning ville i denne runder ikke bli «straffet» med en 6% reduksjon og ville heller få en stopp i vekst på samme måte som produksjonsområder som ble vurdert å ha moderat miljøpåvirkning. Dette var for å gi oppdrettere tid å tilpasse seg det nye reguleringsystemet (*Regjeringen skrur på trafikklyset*, 2017). Ettersom trafikklyssystemet ikke ga noen «reelle» negative konsekvenser for produksjonsområdene før 2020 har heller om produksjonsområdene har fått en reduksjon i MTB blitt brukt for å undersøke endringer i voksen hunnlus per fisk.

3.5 Anvendelse av modell

For å finne modellen som ville passe best for å undersøke påvirkningen variablene i datasettet har på Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F) i havbruk i et produksjonsområde ble det laget både en random effects modell og en fixed effects modell. For at en random effects modell skal kunne brukes til å analysere variablene i datasettet må modellen kunne oppfylle forutsetningen om at α_i , den individuelle variansen mellom enhetene,

er ukorrelert med de uavhengige variablene i modellen. For å undersøke dette ble en Hausman-test utført ved å sammenlikne fixed effect modellen og random effects modellen med hjelp av R og plm pakken i R (Croissant & Millo, 2008; Hausman, 1978; R-Core-Team, 2022). Resultatene fra Hausman-testen sa at det var korrelasjon mellom α_i og de uavhengige variablene og en random effects modell ville derfor ikke vært passende for å undersøke datasettet².

Det er derfor mest logisk å bruke en *entity* fixed effects modell som tar høyde for at den avhengige variabelen kan variere mellom hvert produksjonsområde. For å ta hensyn til at den avhengige variabelen i modellen også kan variere over tid ble også tidseffekter lagt til i modellen til en *entity timed* fixed effect modell, også kalt en *twoways* fixed effects modell. *Formel 3* viser regresjonslikningen til to twoways fixed effects modeller hvor den ene modellen bruker tetthet av biomasse som tetthetsvariabel, og den andre bruker tetthet av fisk. Det er disse to modellene som har blitt brukt til å analysere datasettet. Modellene ble laget ved hjelp av R og plm pakken i R (Croissant & Millo, 2008; R Core Team 2022).

Formel 3
$$GH/F_{it} = \beta_i + \beta_1 Al_{i(t-\tau)} + \beta_2 {}^{\circ}C_{it} + \beta_3 Tetthet^{B/F}_{it} + \beta_4 Red_{it} + \beta_T TE_t + \varepsilon_{it}$$

hvor GH/F er gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk, Al er gjennomsnittlige ukentlige avlusningstiltak, ${}^{\circ}C$ er gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur, $Tetthet^{B/F}$ er en av tetthetsvariablene tonn biomasse per km² eller antall fisk per km², Red er reduksjon i maksimalt tillatt biomasse og TE er tidseffekter.

$\beta_1 Al_{i(t-\tau)}$ er leddet i modellene som beskriver avlusninger. $t - \tau$ betyr i dette leddet at det er lagt et tids-lag på τ måneder til variabelen. Dette vil si at istedenfor å måle gjennomsnittlige ukentlige avlusningstiltak sin effekt på GH/F samme måneden, måler modellene avlusningstiltak som fant sted τ måneder i forveien sin effekt på GH/F . Det er nødvendig med et tids-lag på denne variabelen ettersom avlusninger blir trigget av en høy andel voksen hunnlus per fisk, samtidig som avlusninger som blir foretatt vil påvirke voksen hunnlus per fisk. Det er derfor veldig sannsynlig at disse variablene er gjensidig avhengig av hverandre. Med å legge til et tids-lag på τ antall måneder unngår man at modellen beregner effekten antall voksen hunnlus per fisk har på avlusninger. Hvordan datamaterialet til variablene i formelen har blitt samlet inn og hvordan de er målt forklares nærmere i kapittel 4.

² Resultater fra random effects modellen og Hausmann testen kan sees i oppgavens vedlegg.

3.6 Hypoteser for modellene

Formålet med modellene er spesielt å se nærmere på om gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F) endres hvis produksjonsområder har opplevd en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet. Et produksjonsområde kan bli vurdert å ha en lav, moderat eller høy miljøpåvirkning i trafikksystemet, men en høy miljøpåvirkning er den eneste vurderingen som pålegger et produksjonsområde å redusere MTB. Variabelen som oppgaven vil se nærmere på er derfor en dummy variabel med to nivå som beskriver om et produksjonsområde noen gang har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet. De to nivåene er *reduksjon* og *ingen reduksjon*. *Ingen reduksjon* nivået kan bety at produksjonsområdet er vurdert til å både kunne ha en lav miljøpåvirkning eller en moderat miljøpåvirkning. Det er også mulig at produksjonsområdet har blitt vurdert til en høy miljøpåvirkning hvis produksjonsområdet fikk en høy vurdering i første fargeleggingen av trafikksystemet. Hypotesene for denne variabelen er oppgitt under.

Nullhypotese: Når produksjonsområder har opplevd en reduksjon i maksimalt tillatt biomasse som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet vil området ha samme mengde gjennomsnittlig antall voksen hunnlus per fisk som i produksjonsområder som ennå ikke har opplevd en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering

Alternativhypotese 1: Når produksjonsområder har opplevd en reduksjon i maksimalt tillatt biomasse som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet vil området ha mer gjennomsnittlig antall voksen hunnlus per fisk enn i produksjonsområder som ennå ikke har opplevd en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering

Alternativhypotese 2: Når produksjonsområder har opplevd en reduksjon i maksimalt tillatt biomasse som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet vil området ha mindre gjennomsnittlig antall voksen hunnlus per fisk enn i produksjonsområder som ennå ikke har opplevd en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering

Alternativhypotesene til oppgaven ønsker å finne en sammenheng mellom hvorvidt et produksjonsområde har fått en reduksjon i MTB som følge av høy vurdering i trafikklyssystemet og GH/F i havbruk. I denne sammenheng eksisterer det flere variabler med mulighet til å påvirke GH/F i havbruk. I modellene som anvendes er det forsøkt å inkludere flest mulig av disse variablene basert på eksisterende data for best mulig å unngå spuriøse

sammenhenger mellom reduksjon i MTB og andel voksen hunn lus i havbruk.

Signifikansnivået for å forkaste nullhypotesen er satt til 0.05.

4 Data

Datasettet som har blitt brukt i dataanalysen er en kombinasjon av 4 forskjellige datasett. To av datasettene som har blitt brukt er innhentet fra BarentsWatch sin fiskehelseportal.

Fiskehelseportalen er et samarbeid mellom BarentsWatch og Mattilsynet med ekstra bidrag fra Veterinærinstituttet og Fiskeridirektoratet. Fiskehelseportalen henter ukentlig rapportering av lakselus, tiltak mot lakselus og annen driftsdata som havtemperatur fra mattilsynet.

Generell data om havbrukslokalitetene blir hentet fra akvakulturregisteret til Fiskeridirektoratet. I tillegg hentes også informasjon om fiskesykdommer og bekjempelsessoner fra Veterinærinstituttet (Anon, 2016).

De to datasettene fra BarentsWatch som har blitt brukt i oppgavens datasett er ukentlige innrapporteringer av lakselus per fisk og sjøtemperatur fra alle aktive oppdrettslokaliteter med laksefisk i sjø (*Lakselus*, 2024) og ukentlige innrapporteringer av tiltak mot lus foretatt på oppdrettslokaliteter (*Tiltak mot lus*, 2024). Tiltak som er inkludert i BarentsWatch sitt datasett er medikamentell behandling, mekanisk fjerning av lakselus med for eksempel børster eller varmt vann, og utsett av rensfisk. Begge datasettene inneholder også uke, år og produksjonsområde for rapporteringene i tillegg til diverse posisjonsdata som kommune, fylke og lengde og breddegrad. Begge datasettene inneholder data fra 2012 til begynnelsen av 2024. De to andre datasettene som har blitt brukt er hentet fra Fiskeridirektoratet. Et av datasettene inneholder månedlig biomasse i kilo og antall fisk for hvert produksjonsområde fra oktober 2017 frem til januar 2024 (*Biomassestatistikk 2017-2024*, 2024). Det andre datasettet inneholder sjøareal i kvadratkilometer (km²) for alle produksjonsområdene (*Produksjonsområder*, 2021). Datamaterialet fra disse datasettene ble så sortert, tilpasset og kombinert til et endelig datasett som ble brukt i analysen ved hjelp av R og tidyverse (R Core Team 2022; Wickham et al., 2019). Biomasse og antall fisk ble delt på sjøareal som dermed gir to forskjellige uttrykk for tetthet: tonn biomasse per kvadratkilometer og antall fisk per kvadratkilometer. Det har også blitt lagt til en dummy variabel som sier om gjeldende produksjonsområde på gjeldende tidspunkt noen gang har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet. All data som har blitt brukt i datasettet er offentlig og åpen data som er tilgjengelig gjennom BarentsWatch, Fiskeridirektoratet og

Trafikklyssystemet sine nettsider. Et utdrag fra det resulterende datasettet er vist i *tabell 3* i tillegg til en kort forklaring av kolonnene i *tabell 4*. Datasettet viser månedlig data fra de forskjellige produksjonsområdene fra oktober 2017 til desember 2023 og inneholder totalt 975 datapunkter fordelt på 13 produksjonsområder.

Tabell 3 Utdrag av produksjonsområde 5 fra januar 2019 til mai 2020 fra datasettet som ble brukt i dataanalysen. I kolonnen Reduksjon i maksimalt tillatt biomasse (MTB) betyr IR ingen reduksjon og R reduksjon.

Måned	Produksjonsområde- (PO) ID	Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus	Gjennomsnittlig ukentlig temperatur (°C)	Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak	Tonn biomasse per km ²	Antall fisk per km ²	Reduksjon i MTB
Oct-17	1	0.042	13.930	1.000	1.266	1562.063	IR
...
Jan-19	5	0.233	6.927	4.000	9.283	4613.027	IR
Feb-19	5	0.216	6.044	2.500	9.997	4688.652	IR
Mar-19	5	0.214	5.868	1.667	10.425	4531.649	IR
Apr-19	5	0.166	6.916	2.200	11.217	5010.123	IR
May-19	5	0.198	8.850	2.750	10.715	4602.592	IR
Jun-19	5	0.228	10.469	5.000	11.080	4963.977	IR
Jul-19	5	0.296	12.863	2.750	11.338	4672.214	IR
Aug-19	5	0.375	14.992	3.143	11.021	4318.170	IR
Sep-19	5	0.541	14.605	3.750	8.598	3661.627	IR
Oct-19	5	0.426	12.398	7.600	6.275	3452.923	IR
Nov-19	5	0.157	9.930	3.250	5.417	3262.078	IR
Dec-19	5	0.195	8.424	2.500	5.447	3064.685	IR
Jan-20	5	0.241	7.284	1.333	5.345	2836.423	R
Feb-20	5	0.250	6.218	2.000	5.523	2743.546	R
Mar-20	5	0.276	5.940	1.750	6.026	2872.181	R
Apr-20	5	0.152	6.054	2.250	5.997	3853.660	R
May-20	5	0.050	7.485	1.333	6.252	4311.216	R
...
Dec-23	13	0.026	4.319	0.000	0.759	752.678	IR

Tabell 4 Beskrivelse av kolonnene i datasettet

Navn	Type variabel	Måleenhet	Detaljer	Kilde
Måned	Kategorisk	Måned og år	Tidskolonne som går fra oktober 2017 til desember 2023	
Produksjonsområde ID	Kategorisk		Produksjonsområde ID fra 1 til 13	
Gjennomsnittlig ukentlige antall voksne hunnlus	Kontinuerlig		Gjennomsnitt av ukentlig innrapportert gjennomsnittlig voksen hunnlus per fisk til Fiskeridirektoratet i løpet av en måned	<i>Lakselus (2024)</i>
Gjennomsnittlig ukentlig temperatur	Kontinuerlig	Grader celsius (°C)	Månedlig gjennomsnittlig temperatur basert på ukentlige innrapporteringer fra akvakulturanlegg på tre meters dyp	<i>Lakselus (2024)</i>
Gjennomsnittlig ukentlige antall avlusningstiltak	Kontinuerlig		Gjennomsnitt av ukentlig innrapporterte avlusningstiltak i et produksjonsområde	<i>Tiltak mot lus (2024)</i>
Tonn biomasse per km ²	Kontinuerlig	Tonn biomasse /km ²	Tonn biomasse per kvadratkilometer sjøareal et produksjonsområde	<i>Biomassestatistikk 2017-2024 (2024)</i> <i>Produksjonsområder (2021)</i>
Antall fisk per km ²	Kontinuerlig	Antall fisk/km ²	Antall fisk per kvadratkilometer sjøareal i respektive produksjonsområde	<i>Biomassestatistikk 2017-2024 (2024)</i> <i>Produksjonsområder (2021)</i>
Reduksjon i MTB	Kategorisk	IR=Ingen reduksjon, R=Reduksjon	Hvorvidt produksjonsområdet har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet	<i>Trafikklyssystemet.no</i>

Produksjonsområde ID og *Måned* er kategoriske kolonner som eksisterer i alle de tre datasettene som viser gjeldende produksjonsområde og tid for et datapunkt. Dette er kolonnene med felles informasjon som ble brukt til å slå sammen datasettene. *Gjennomsnittlig ukentlig voksen hunnlus* og *gjennomsnittlig ukentlig temperatur* er begge hentet fra *Lakselus* datasettet fra BarentsWatch. Datamaterialet fra datasettet *lakselus* kommer fra ukentlige innrapporteringer fra havbrukslokaliteter i hele Norge. Havbrukslokaliteter er lovpålagt å telle lakselus og måle sjøtemperatur på tre meters dyp hver 7. dag og rapportere dette inn til Mattilsynet i henhold til §6 og vedlegg 1 *forskrift om bekjempelse av lakselus i*

akvakulturanlegg (2012). Fra mandag uke 14 til søndag uke 21 i Nord-Trøndelag og sørover og mandag uke 19 til søndag uke 26 i Nordland og nordover telles lus på et tilfeldig utvalg på minimum 20 fisk fra alle merder på et enkelt akvakulturanlegg. De resterende ukene i året er oppdretterne ansvarlige for å telle lus fra minimum 10 fisk fra alle merder på et enkelt akvakulturanlegg. Kun tellingene av voksen hunn lus, også kalt kjønnsmoden hunn lus, er brukt i datasettet. *Avlusningstiltak* er ukentlige rapporteringer fra oppdrettere av avlusningstiltak som har funnet sted på oppdrettsanleggene. Oppdretterne rapporterer både medikamentelle og mekaniske avlusningstiltak, i tillegg til utsett av rensefisk. I datasettet er mekaniske avlusningstiltak og badebehandling beholdt, mens utsett av rensefisk og medikamentelle avlusningstiltak i form av fôrbehandling er filtrert ut. Dette er ettersom verken fôrbehandling eller utsett av rensefisk reduserer luseantall med en enkelt handling og anses heller som forebyggende mot hunn lus. Begge kan beskrives som preventive avlusningsmetoder som skjer i begynnelsen av produksjonssyklusen når det enten ikke er lus i akvakulturlokaliteten, eller er en vesentlig liten andel lus i akvakulturlokaliteten. Det er derfor utfordrende å måle disse tiltakenes effekt på voksen hunn lus i akvakultur uten noen kontrollgruppe til å sammenlikne utviklingen med. Disse to avlusningstiltakene er derfor ikke med i datasettet. *Tonn biomasse per km²* og *antall fisk per km²* er hentet fra *Biomassestatistikk* og *Produksjonsområder* datasettene. Datamaterialet er månedlig innrapportert biomasse og antall individer av laksefisk fra oppdrettslokaliteter delt på totalt sjøareal i gjeldende produksjonsområde. Antall fisk i oppdrettslokaliteten blir beregnet ved å trekke fra antall dødfisk, og eventuelt rømt fisk, fra det originale antallet smolt som ble satt ut i oppdrettslokaliteten. For å gjøre dette til tonn biomasse blir antall fisk multiplisert med gjennomsnittsvekten til fisken i oppdrettslokaliteten. Både antall fisk og vekt av biomasse blir rapportert inn til Fiskeridirektoratet.

4.1 Forklaring av variabler

Hensikten med analysen av datasettet er å beskrive hvordan gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunn lus per fisk (GH/F) blir påvirket av de andre variablene i datasettet. Datasettet er paneldata hvor måneden er tidsvariabelen og produksjonsområde ID er enhetsvariabelen, disse variablene er derfor ikke tatt med i *tabell 5*. GH/F er den avhengige variabelen i datasettet. De uavhengige variablene i datasettet er gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur i grader celsius, gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak, tonn biomasse per km², antall fisk per km² og en dummy variabel med to nivå som beskriver om gjeldende produksjonsområde noen gang har fått en reduksjon i MTB som følge av høy vurdering i

trafikklyssystemet. De to nivåene til dummy variabelen er *IR* og *R*. *IR* betyr ingen reduksjon og *R* betyr reduksjon. *IR* vil si at gjeldende produksjonsområde aldri har fått en reduksjon i MTB som følge av høy vurdering i trafikklyssystemet på gjeldende tidspunkt. *R* vil si at området har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering på et tidspunkt etter at trafikklyssystemet ble implementert. Det er denne variabelen som er koblet til hypotesene til oppgaven og oppgavens forskningsspørsmål.

Tabell 5 Deskriptiv statistikk av variabler i datasettet. *N* er antall observasjoner, *mean* er gjennomsnitt og *St. Dev.* er standardavvik. *Min* og *Max* er den laveste og høyeste verdien til variabelen.

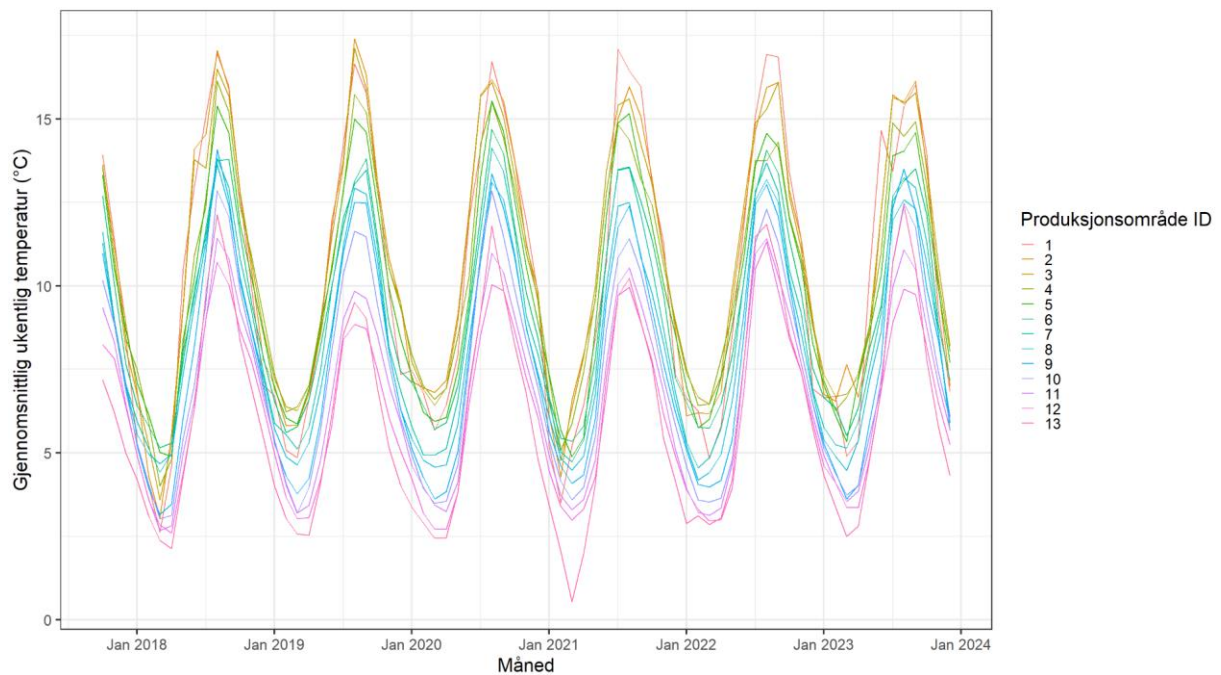
Statistic	N	Mean	St. Dev.	Min	Max
Avhengig variabel: Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk	975	0.132	0.074	0.000	0.541
Gjennomsnittlig ukentlig temperatur (Grader celsius)	975	8.598	3.577	0.550	17.403
Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak	975	3.464	3.375	0.000	17.000
Tonn biomasse per kvadratkilometer	975	9.064	5.274	0.154	24.848
Antall fisk per kvadratkilometer (log-transformert)	975	17.059	0.946	13.235	18.211

For å best mulig utelukke en spuriøs sammenheng mellom reduksjon i MTB og voksen hunnlus er havtemperatur, avlusninger, tonn biomasse per km² og antall fisk per km² lagt til i modellen. Disse variablene har som tidligere forklart mulighet til å kunne påvirke GH/F. Antall fisk per km² er log-transformert for å unngå store skala forskjeller mellom variablene slik at variablene blir enklere å tolke og sammenlikne. Tonn biomasse per km² er en funksjon av antall fisk og disse variablene kan derfor ikke inkluderes i samme modell ettersom tonn biomasse per km² påvirkes av antall fisk per km². Det vil derfor bli beregnet to modeller, en modell med tonn biomasse per km² som tetthetsvariabel og en med antall fisk per km² som tetthets variabel

4.2 Bakgrunnsinformasjon fra variabler i datamaterialet

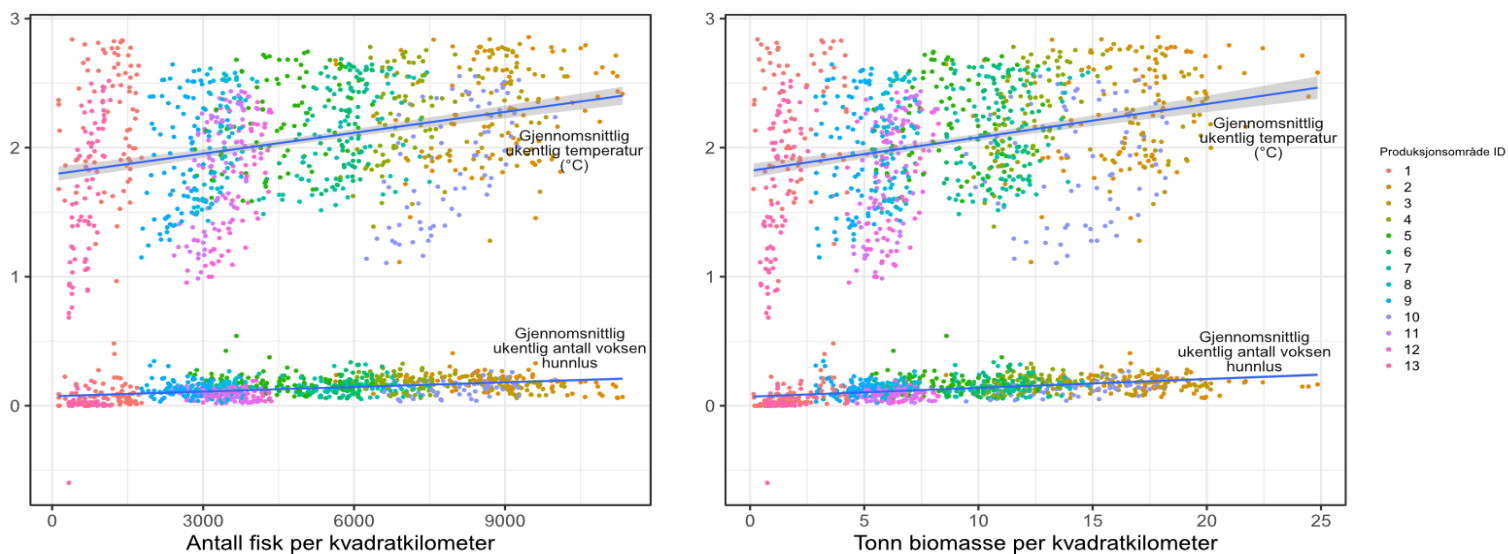
Variablene i datasettet har vesentlige sesongbaserte variasjoner. Man kan se tegn til faste sykluser i variablene basert på sesong, produksjonsområde eller tid. *Figur 3* viser gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur (°C) over tid fra det tidligste tidspunktet i datasettet, oktober 2017 til det seneste tidspunktet i datasettet, januar 2024. I alle produksjonsområdene synes det å være kraftige variasjoner i temperatur basert på tiden av året. Temperatur synes også å gå i faste årlige sykluser i alle produksjonsområdene med de laveste temperaturene på vinteren og de høyeste temperaturene på sensommeren. Det synes også å være vesentlige forskjeller i temperatur mellom produksjonsområdene spesielt på sensommeren når temperaturen i produksjonsområdene er på sitt høyeste. Som man kan forvente er de høyeste

temperaturene oftest å finne i de sørlige produksjonsområdene og de laveste er i de Nordlige områdene.



Figur 3: visualisering av hvordan gjennomsnittlig ukentlig temperatur varierer basert på tid på året og produksjonsområde.

Figur 4 viser forholdet mellom gjennomsnittlig ukentlig temperatur og tetthetsvariablene, i tillegg til GH/F og tetthetsvariablene. I figuren synes det at både gjennomsnittlig ukentlig temperatur og tetthet påvirker GH/F på liknende måte. Datapunkter fra forskjellige produksjonsområder er vist med forskjellige farger i visualiseringene. Det synes at produksjonsområder med gjennomsnittlig høyere tetthet av fisk eller biomasse har generelt mer GH/F enn produksjonsområder som har gjennomsnittlig lavere tetthet av fisk. Det kan derfor synes som det eksisterer en sammenheng mellom gjennomsnittlig nivå av biomasse i produksjonsområdene og GH/F. Basert på samlingen av produksjonsområdene synes det også at produksjonsområdene havner på samme plass på trendlinjen til gjennomsnittlig ukentlig temperatur som på trendlinjen til GH/F hvor produksjonsområder som har gjennomsnittlig høy tetthet av fisk eller biomasse har generelt høy gjennomsnittlig ukentlig temperatur.



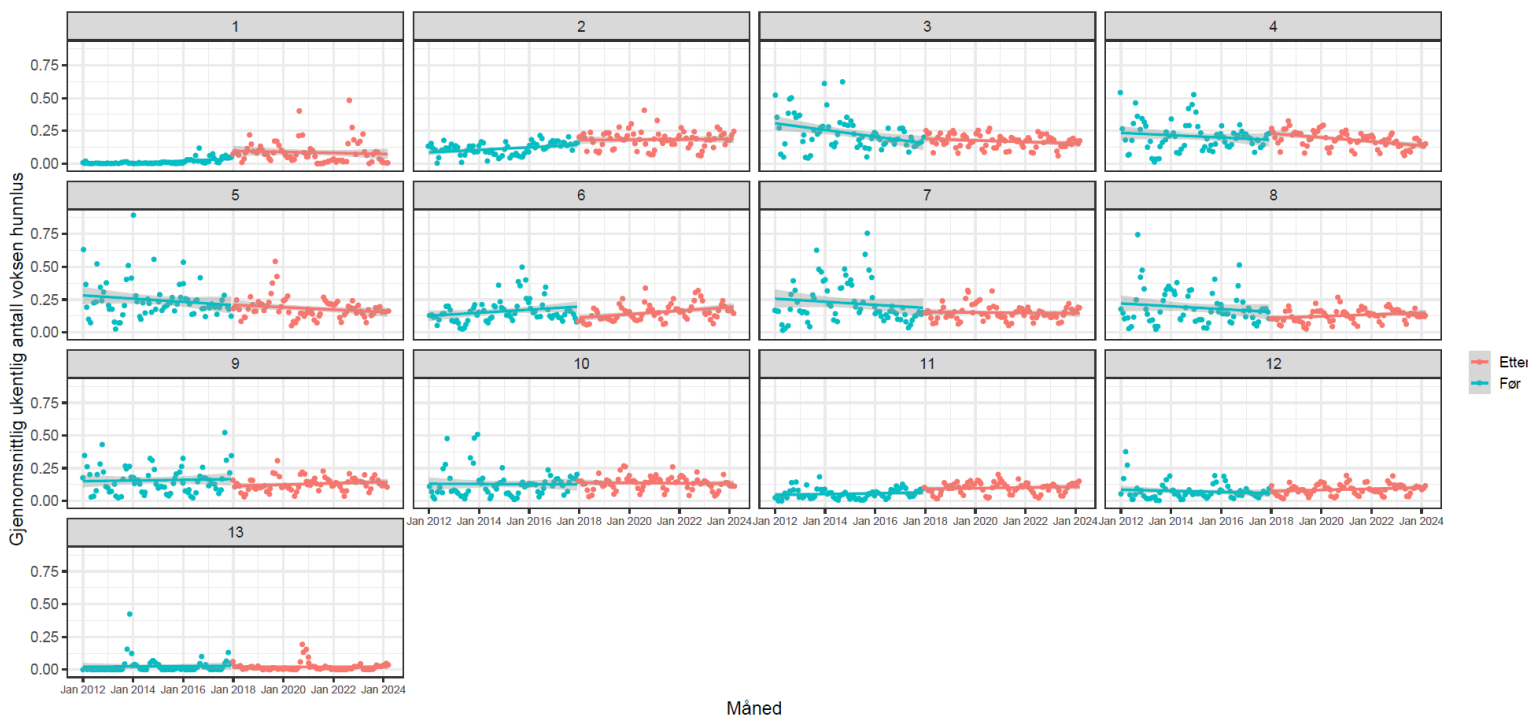
Figur 4: Visualisering av forholdet mellom gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur og tetthetsvariablene, i tillegg til gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnslus og tetthetsvariablene



Figur 5: Månedlig gjennomsnittlig antall fisk per km² i produksjonsområdene

Figur 5 viser gjennomsnittlig månedlig tetthet av antall fisk i produksjonsområdene. Tetthet av antall fisk varierer mellom produksjonsområdene, hvor spesielt produksjonsområde 1 og 13 har lav tetthet av fisk i forhold til de andre produksjonsområdene. Tettheten av fisk varierer også innad i produksjonsområdene over tid. I flere av produksjonsområdene er det mulig å se tegn på sykliske trender som kan bety at de fleste oppdretterne i produksjonsområdet setter ut fisk i sjøen på de samme tidspunktene.

Biomassestatistikk datasettet hvor antallet av fisk og tonn biomasse er hentet fra har kun data fra 2017 av. I tillegg fikk produksjonsområdene sin første vurdering først i slutten av 2017. data over GH/F i oppgavens datasett er derfor kun fra etter trafikklyssystemet ble implementert. Derimot inneholder *Lakselus* datasettet data fra 2012 hvor GH/F har blitt hentet fra. *Figur 6* viser GH/F sin utvikling over tid i produksjonsområdene fra 2012 til 2024. Hvert produksjonsområde har to trendlinjer, en trendlinje fra før trafikklyssystemet ble implementert og en trendlinje etter.



Figur 6: Utvikling over tid av gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk fra 2012 til 2024. Blå punkter og trendlinje gjelder for datapunkter før implementeringen av trafikklyssystemet og røde punkter og trendlinjer gjelder for datapunkter etter at trafikklyssystemet ble implementert. Data hentet fra lakselus (2024).

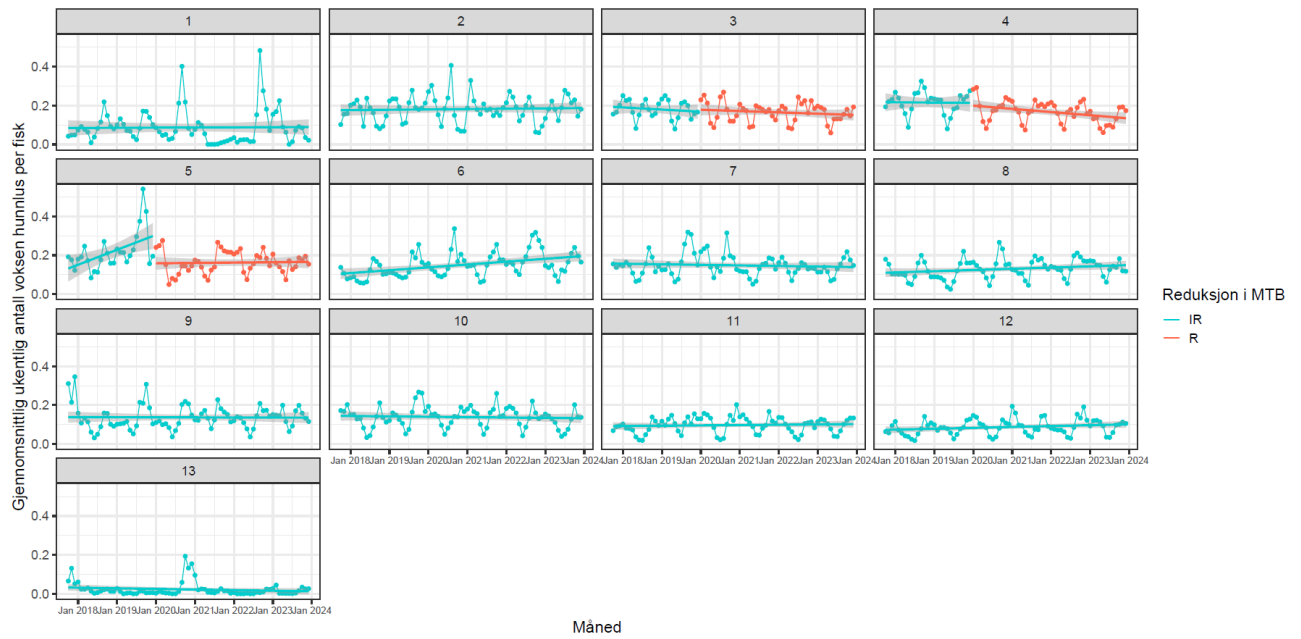
I *figur 6* synes det at i de fleste produksjonsområdene har det ikke vært noen vesentlige trendsifter i utviklingen av GH/F etter at trafikklyssystemet ble implementert. De produksjonsområdene hvor det virker å ha forekommet et trendsifte er område 2, 3, 7, 8 og 12. I produksjonsområde 3 og 7 har det vært noen måneder med uvanlig høy mengde GH/F

frem til 2016 og dette forsterker sannsynligvis trendlinjens helning i produksjonsområdene før implementeringen av trafikkløssystemet.

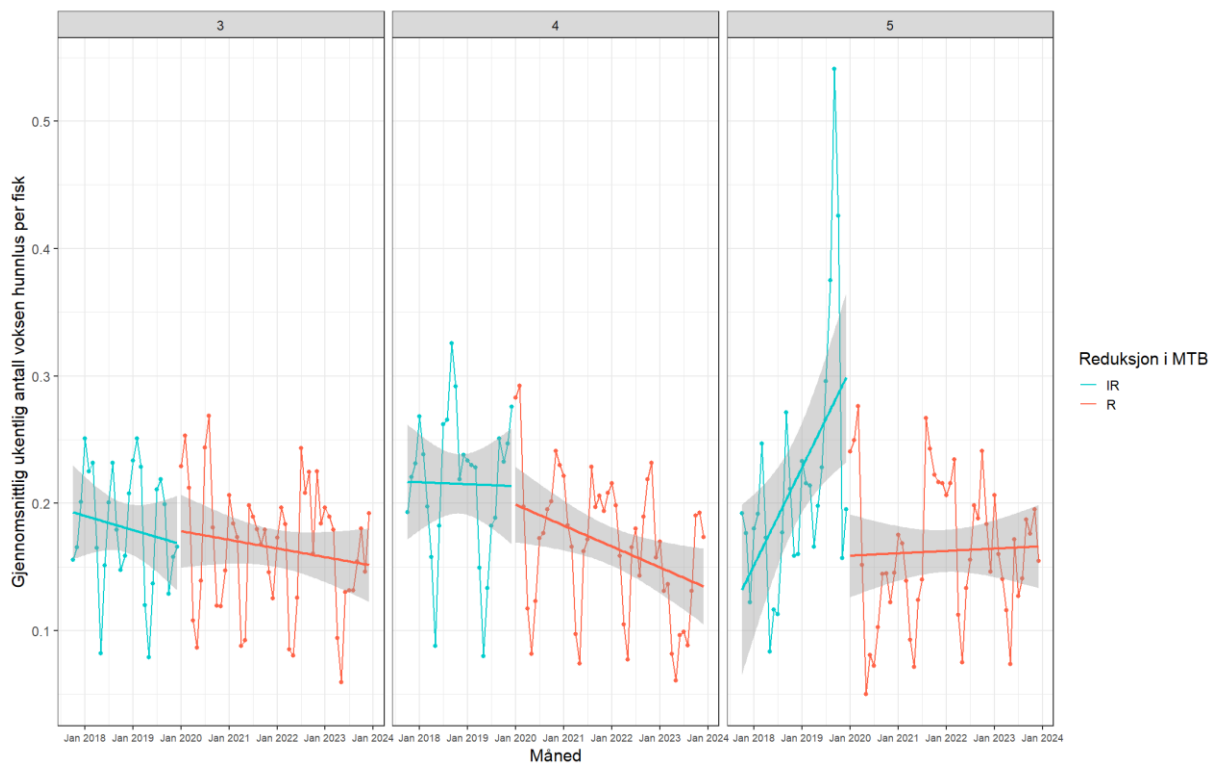
5 Resultat

5.1 Visualisering av variabler

For å tolke og diskutere resultatene fra modellen er det laget noen visualiseringer av sammenhengen mellom de uavhengige og den avhengige variabelen fra modellen. Ettersom visualiseringene kun kan vise to variabler samtidig er visualiseringene kun et sammenlikningsverktøy og ikke et fullstendig resultat fra modellen. Visualiseringene er laget ved hjelp av ggplot i R (Wickham, 2009). *Figur 7* viser gjennomsnittlig voksen hunnlus i de forskjellige produksjonsområdene over tid i tillegg til om produksjonsområdet har fått en reduksjon på gjeldende tidspunkt. I figuren er det lagt til lineære trendlinjer for å illustrere en økning eller reduksjon i lus over tid. Lyseblå punkter og trendlinjer vises for datapunkter hvor det ikke har vært noen reduksjon (IR), og røde punkter og trendlinjer vises for datapunkter hvor det har vært en reduksjon (R). For de fleste produksjonsområdene er denne tilnærmet flat. Man ser en positiv trend for gjennomsnittlig voksen hunnlus i produksjonsområde 6, 8 og 12. *Figur 8* viser kun produksjonsområdene som på et tidspunkt har fått reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning. Produksjonsområde 5 skifter fra en økende trendlinje til en flat trendlinje etter at området får en reduksjon i MTB. Produksjonsområde 4 skifter også fra en flat til negativ trend etter området får reduksjon i MTB. Produksjonsområde 3 har den samme negative trenden både før og etter området får reduksjon i MTB. Alle produksjonsområdene med unntak av produksjonsområde 1 og 13 viser tydelige tegn til faste årlige sykluser i gjennomsnittlig voksne hunnlus. For produksjonsområdene pleier vår og sommermånedene å ha en lav mengde gjennomsnittlig voksen hunnlus, før lusetallet tar seg opp på høsten og vinteren. De høyeste luseverdiene virker å inntreffe på høsten i de fleste produksjonsområdene.



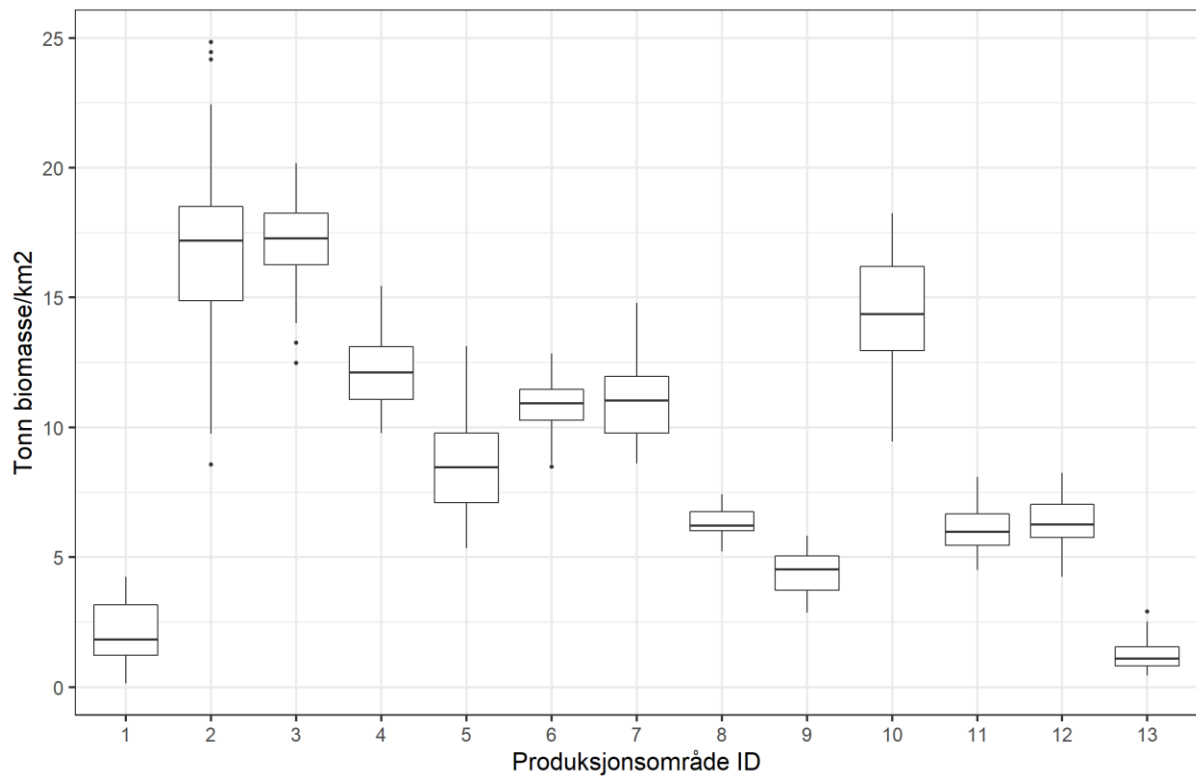
Figur 7: Gjennomsnittlig antall voksen hunnulus og reduksjon i MTB i produksjonsområde 1-13 over tid (januar 2018 til januar 2024) Blå punkter og trendlinjer betyr at produksjonsområdet aldri har hatt en reduksjon i MTB på gjeldende tidspunkt (IR), røde punkter og trendlinjer betyr at produksjonsområdet har hatt en reduksjon i MTB på gjeldende tidspunkt (R).



Figur 8: Utvikling av gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnulus per fisk i produksjonsområder som har fått én reduksjon eller flere.

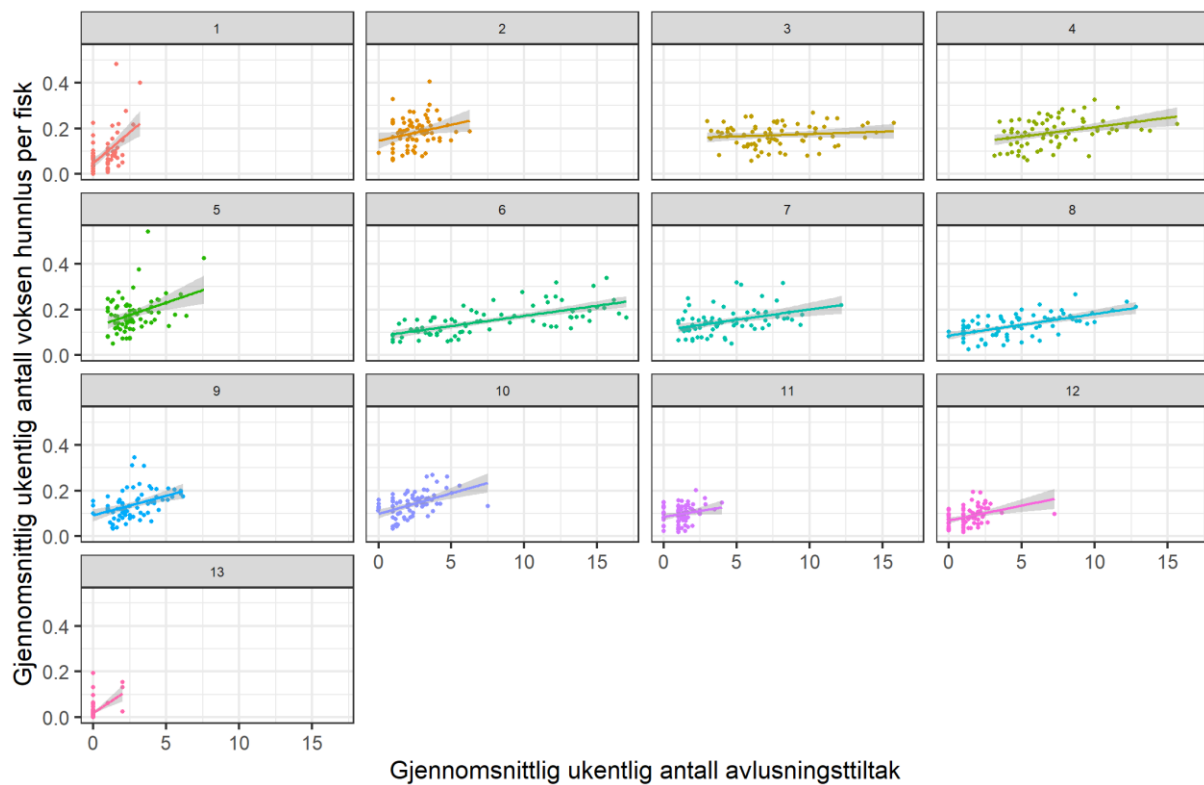
Produksjonsområdene som synes å deviere mest fra denne syklusen er som nevnt produksjonsområde 1 og 13. Produksjonsområde 13 synes å nesten ikke ha noe lus, med unntak av en periode fra sommeren 2020 til vinteren 2020/2021.

Figur 9 viser et boksplokk av tonn biomasse per km² i de forskjellige produksjonsområdene. Her skiller også produksjonsområde 1 og 13 seg ut ved at begge har vesentlig mindre tetthet av biomasse enn de andre produksjonsområdene.



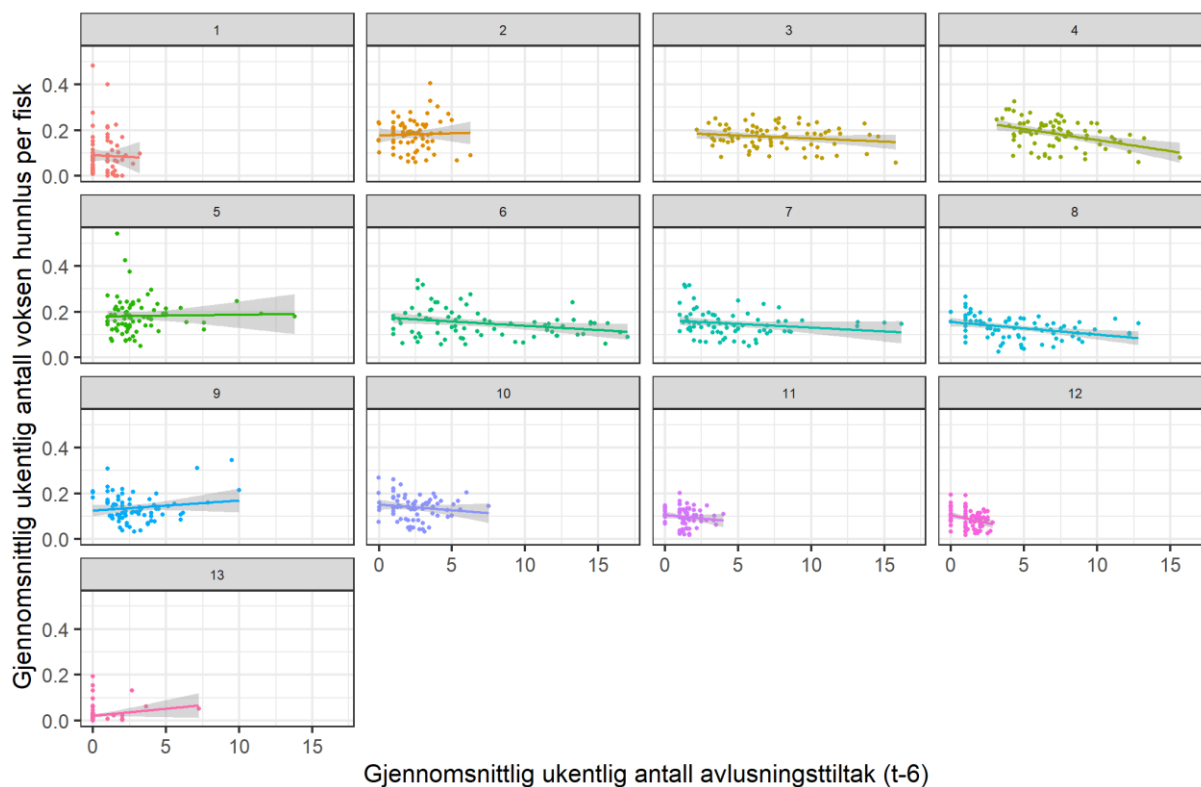
Figur 9: Boksplokk av biomasse i de forskjellige produksjonsområdene.

Figur 10 viser gjennomsnittlig ukentlig voksen hunnlus og tilsvarende gjennomsnittlige ukentlige avlusningstiltak samme måned, i tillegg til en trendlinje for hvert produksjonsområde. For alle produksjonsområder er trendlinjen økende og forholdet mellom gjennomsnittlige ukentlige avlusninger og gjennomsnittlig ukentlig voksen hunnlus per fisk (GH/F) kan synes å ha et positivt forhold.



Figur 10: Sammenhengen mellom gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk og gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak uten tids-lag i 13 produksjonsområder.

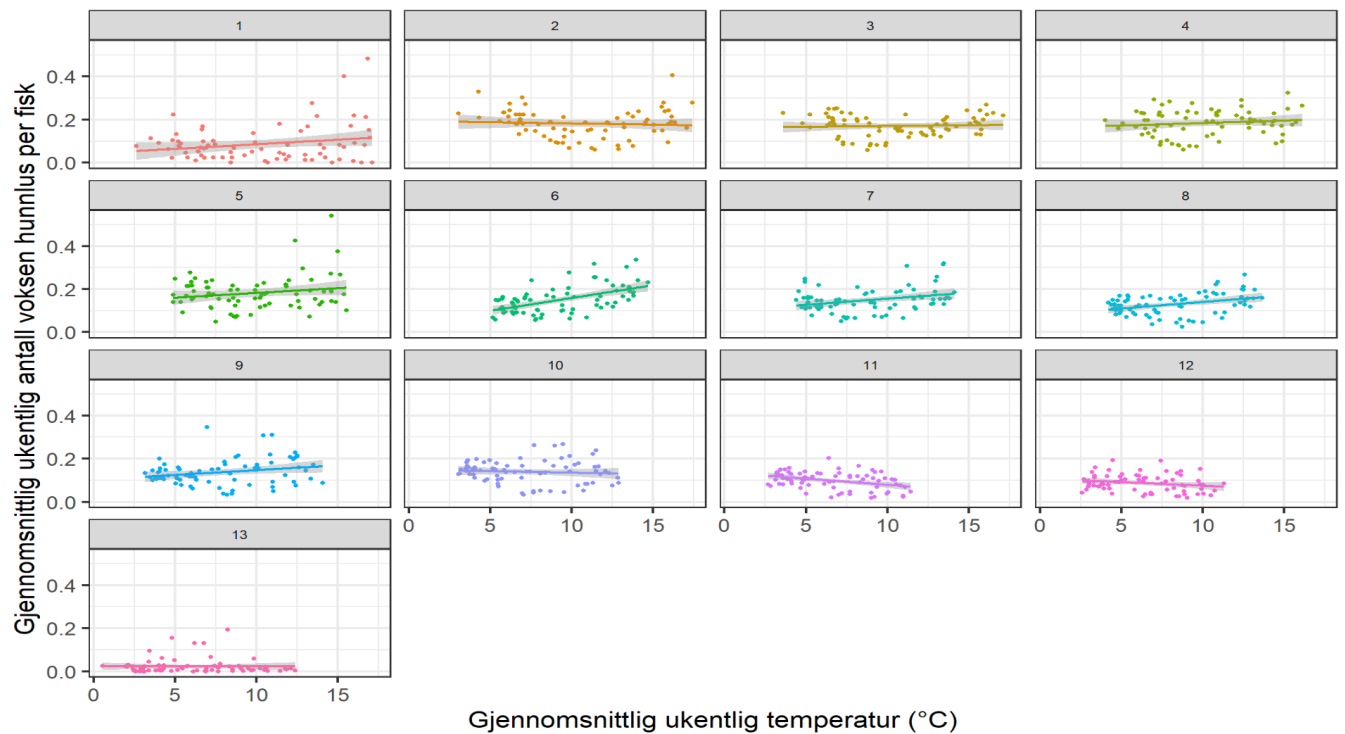
I *figur 11* er det lagt til et tids-lag på 6 måneder³ og viser gjennomsnittlig ukentlig voksen hunn lus og tilsvarende gjennomsnittlige ukentlige avlusningstiltak 6 måneder i forveien. Det positive forholdet mellom de to variablene som kunne synes i *figur 10* har nå endret seg til et negativt forhold i de fleste produksjonsområder med unntak av produksjonsområde 1, 2 og 5 hvor forholdet synes å være konstant. I produksjonsområde 13 synes det enda å være et positivt forhold.



Figur 11: Sammenhengen mellom gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunn lus per fisk og gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak fra 6 måneder i forveien (t-6)

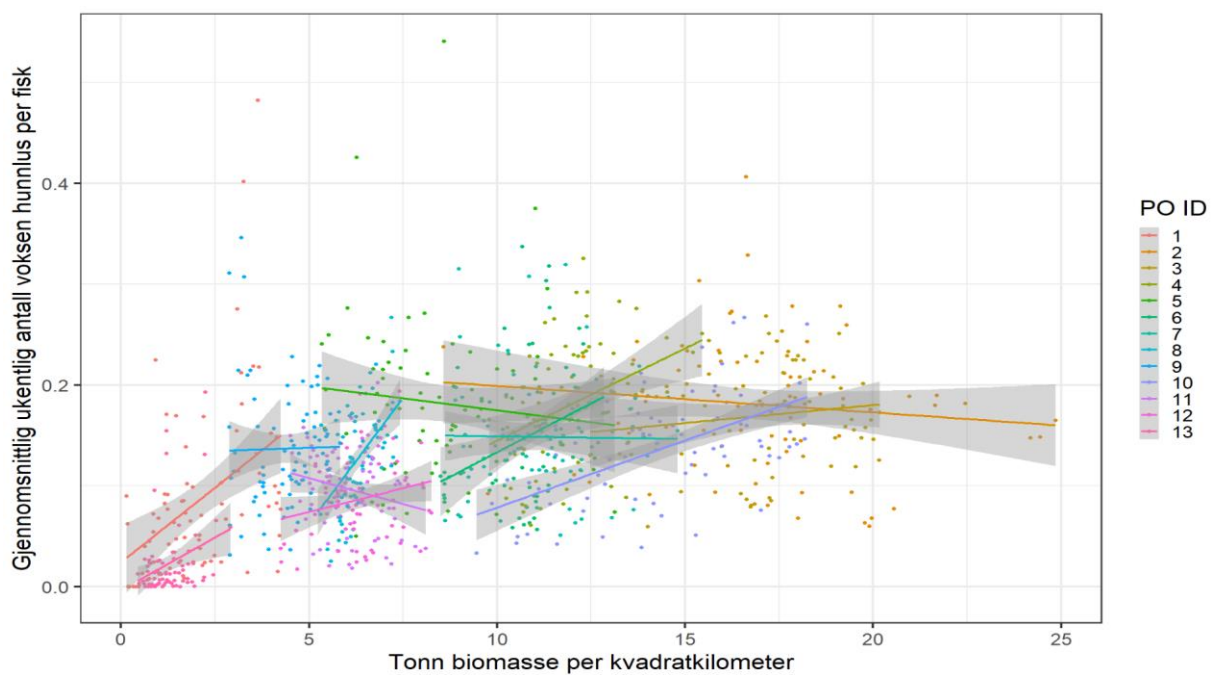
³ Hvorfor figuren viser et tids-lag på akkurat 6 måneder tas opp i seksjon 5.3

Figur 12 viser forholdet mellom gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur og gjennomsnittlig voksen hunnlus i hvert enkelt produksjonsområde. Trendlinjen som er lagt til viser en positiv eller tilnærmet konstant trend i nesten alle produksjonsområdene hvor en høyere temperatur betyr mer GH/F. I produksjonsområde 10 11 og 12 er trendlinjen negativ.

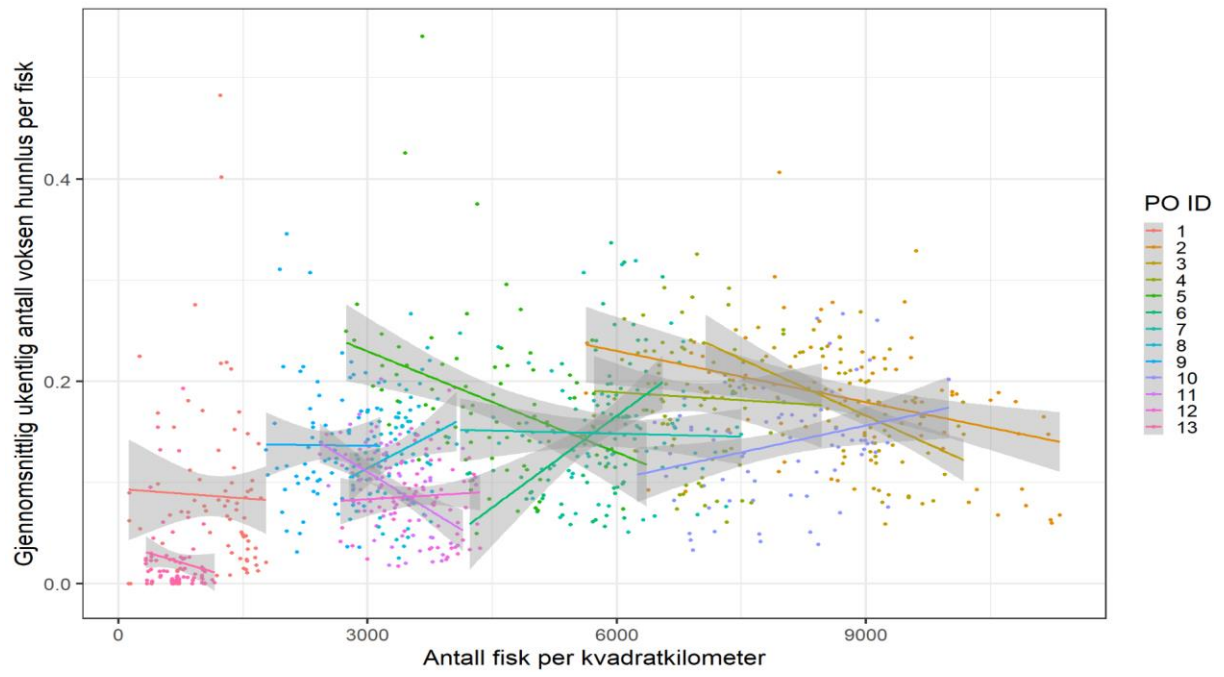


Figur 12: Sammenhengen mellom gjennomsnittlig ukentlig havtemperatur (°C) og Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk i produksjonsområdene.

Figur 13 og figur 14 viser sammenhengen mellom tetthetsvariablene og gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus i produksjonsområdene. I begge figurene synes det å være en positiv sammenheng mellom gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus og tetthet av fisk eller biomasse hvis man anser alle datapunktene som en enhet. Derimot foreslår trendlinjene for hvert enkelt produksjonsområde en negativ sammenheng mellom variablene innad i flere av produksjonsområdene, spesielt i figur 15 som har antall fisk per km² som tetthetsvariabel.



Figur 13: Sammenhengen mellom Tonn biomasse per kvadratkilometer og gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk i produksjonsområdene



Figur 14: Sammenhengen mellom antall fisk per kvadratkilometer og gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk

5.2 Forutsetninger for modellene

Modellene ble testet for forutsetningene om at det ikke eksisterer heteroskedastisitet og tverrsnittavhengighet (cross-sectional dependence)⁴. En Breusch-Pagan test i lmtest pakken i R ble brukt for å teste antagelsen om at det ikke eksisterer noen heteroskedastisitet i modellen (Breusch & Pagan, 1979; Hothorn, 2002). For å teste tverrsnittavhengighet i modellene ble Pesaran's CD test i plm pakken i R brukt (Croissant & Millo, 2008; Pesaran, 2004). Begge testene var signifikante som vil si at modellene både hadde problemer med tverrsnittavhengighet og heteroskedastisitet. For å kontrollere for disse problemene ble modellene beregnet med Arellano sin metode for robuste estimatorer for kovariansmatriser med hjelp av plm og sandwich pakken i R (Croissant & Millo, 2008; Zeileis et al., 2020).

5.3 Analyse

Resultatene fra de to entity timed fixed effects modellene er vist i *tabell 6*. Alle de uavhengige variablene i modellen som bruker biomasse som tetthetsvariabel og modellen med antall fisk som tetthetsvariabel er signifikant med unntak av tonn biomasse per km².

Tabell 6: Resultatene av de uavhengige variablene fra entity timed fixed effects modellen. Formatet på resultatene er koeffisient (standardfeil). Se tabell 7 for tidseffekter og tabell 8 for enhetseffektene til modellene. Modellen er presentert ved hjelp av stargazer pakken i R (Hlavac, 2022).

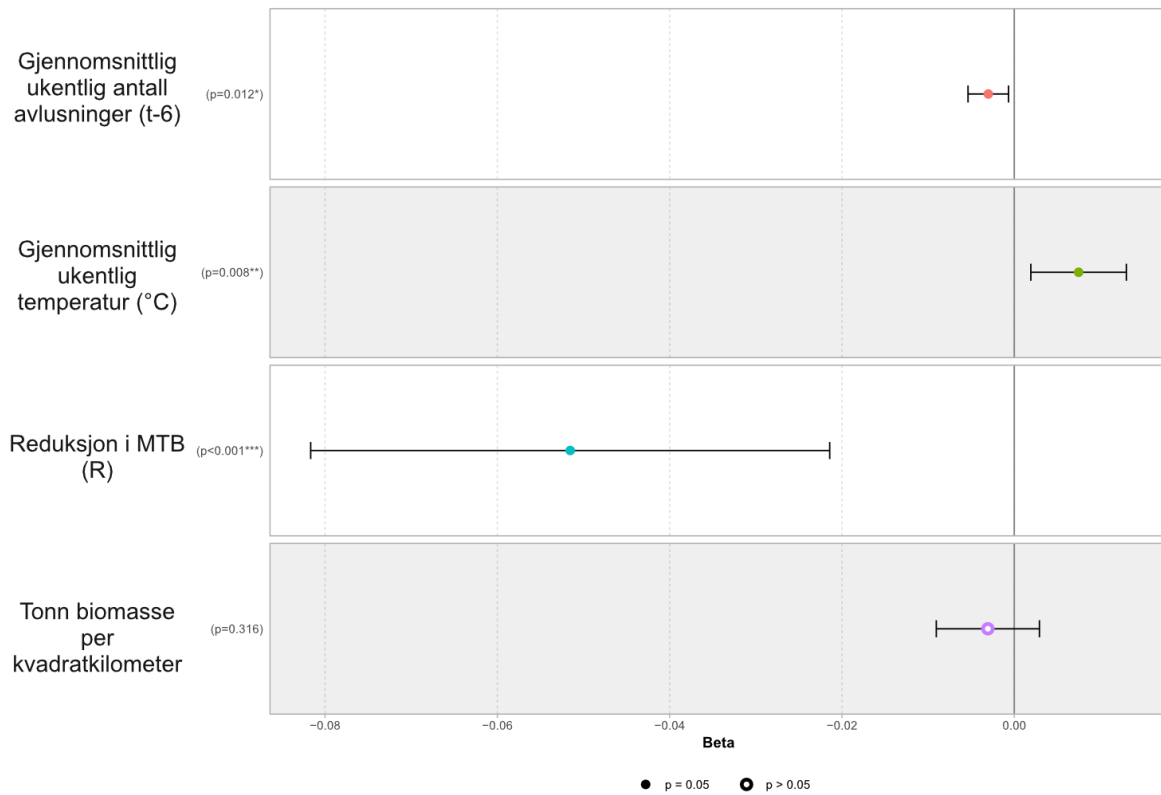
	Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk	
	Biomasse tetthet (Modell B) (1)	Fisk tetthet (Modell F) (2)
Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak (t-6)	-0.003 (0.001)*	-0.003 (0.001)*
Gjennomsnittlig ukentlig temperatur (°C)	0.007 (0.003)**	0.007 (0.003)**
Reduksjon i MTB (R)	-0.052 (0.015)***	-0.052 (0.015)***
Tonn biomasse per km2	-0.003 (0.003)	
Antall fisk per km2 (log-transformert)		-0.037 (0.018)*
Adjusted R2	0.651	0.659
Observations	897	897
F Statistic (df = 72; 812)	7.612***	8.048***

Note: *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001

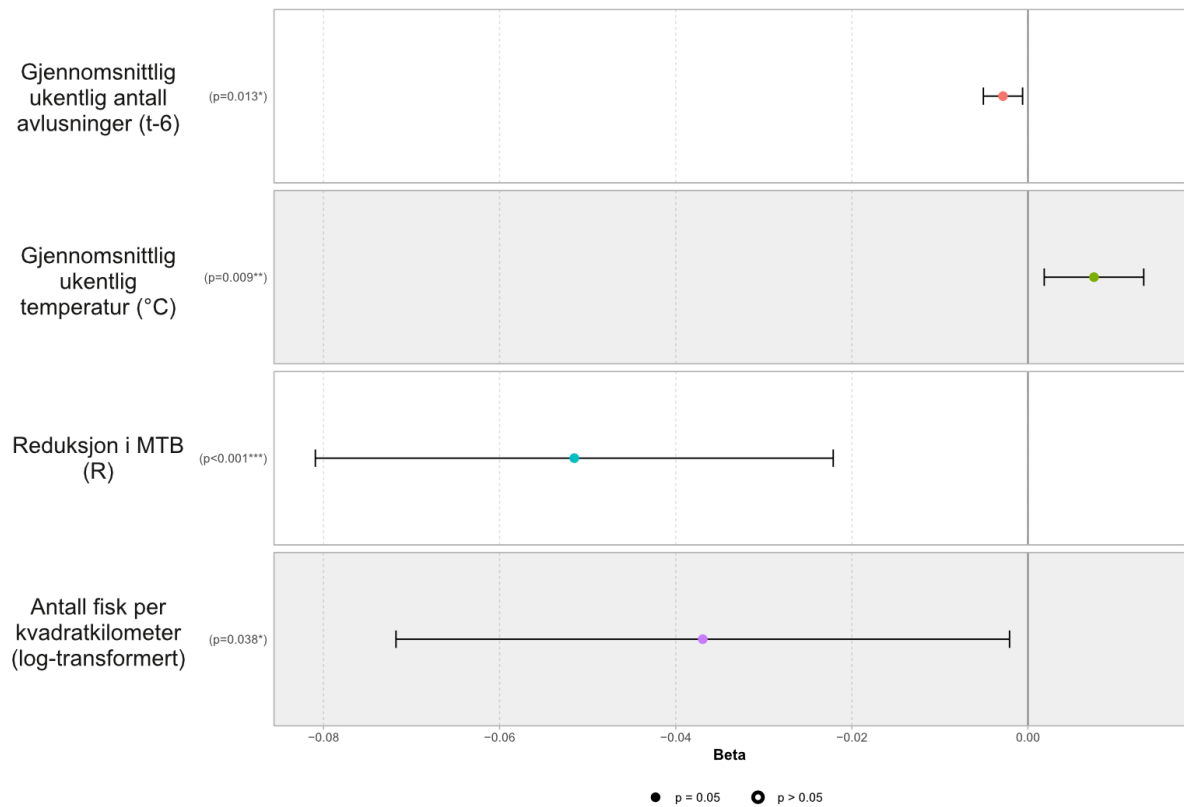
⁴ Resultater fra testing av forutsetninger i R kan sees i oppgavens vedlegg.

Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak er signifikant i begge modellene med en negativ koeffisient. Ved å teste tids-lag for $\tau = 1-12$ måneder⁵ ble det funnet at et tids-lag på 6 måneder passer best for å beskrive gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak sin effekt på GH/F. Dette vil si at avlusningstiltak i et produksjonsområde har en negativ virkning på gjennomsnittlig voksen hunnlus i akvakultur etter 6 måneder ifølge modellen. Koeffisienten er på -0.003 i begge modellene. Dette vil si at for hver enhets økning i gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak vil gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F) bli redusert med 0.003 etter 6 måneder. Gjennomsnittlig temperatur har en positiv signifikant koeffisient. Ifølge begge modellene vil GH/F i et produksjonsområde øke med 0.007 ved en økning på en grad celsius i produksjonsområdet. I begge modellene er reduksjon i MTB signifikant og har en negativ koeffisient for produksjonsområder som har hatt en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet. Modellen beregner at produksjonsområder som har fått en reduksjon i MTB vil ha 0.052 mindre GH/F enn i områder som enda ikke har fått en reduksjon i MTB. Modellene er signifikante med et justert R^2 tall på 0.651 i modell B og 0.659 i modell F. Koeffisientene og konfidensintervallene til de to modellene er også visualisert i *figur 15* og *figur 16*.

⁵ Det ble også testet med tids-lag hvor $\tau = 1 - 40$ uker for å undersøke om et mer nøyaktig tids-lag kunne gi gode resultater med et mindre tids-lag enn 6 måneder. Det beste tidslaget i uker var $\tau = 37$ noe som tilsvarer ca. 9 måneder. For testingen av tids-lag med uker var det ikke mulig å kontrollere for tetthet av biomasse eller tetthet av antall fisk.



Figur 16 Visualisering av modell B sine koeffisienter og konfidensintervall.



Figur 15: Visualisering av modell F sine koeffisienter og konfidensintervall.

Ettersom reduksjon i MTB hadde signifikant påvirkning på gjennomsnittlig ukentlig voksen hunn lus per fisk forkastes nullhypotesen til modellen. Koeffisienten til produksjonsområder som har opplevd og fått en reduksjon i MTB på gjeldende tidspunkt som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet er negativ. Alternativhypotese 2 blir derfor beholdt for modell B og modell F. Når produksjonsområder har opplevd en reduksjon i maksimalt tillatt biomasse som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet vil området ha mindre gjennomsnittlig antall voksen hunn lus per fisk enn i produksjonsområder som ennå ikke har opplevd en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering

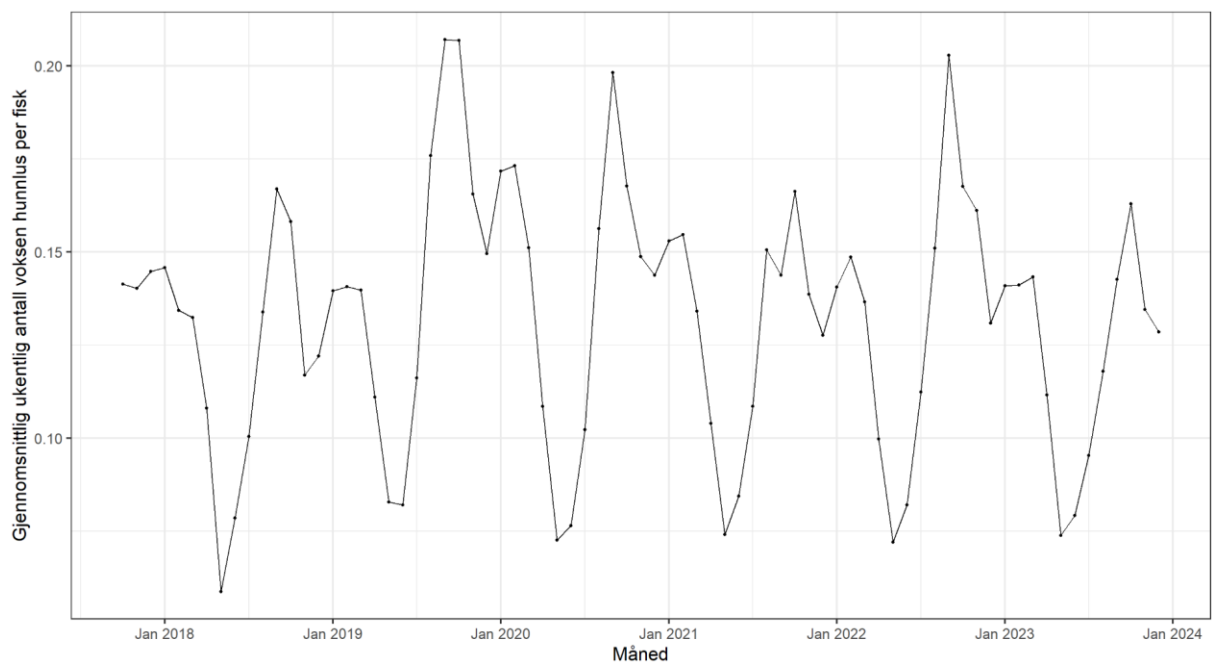
I *Tabell 6* har resultatene fra tidseffektene og skjæringspunktet til de forskjellige produksjonsområdene blitt ekskludert. Dette er for at tabellen skal være ryddig og enkel å lese. *Tabell 7* viser tidseffektene til modell B og modell F. Tidseffektene viser et mønster hvor januar, februar, mars og mai, juni og juli er signifikant for nesten hvert år i modellen. I januar, februar og mars har koeffisientene en tendens til å være positive, mens i mai, juni og juli har koeffisientene en tendens til å være negative. Dette betyr at det skjer en signifikant endring i GH/F i disse månedene som ikke kan forklares med de uavhengige variablene til modellen.

Tabell 7 Resultatene av tidseffektene fra entity timed fixed effects modellen. Formatet på resultatene er koeffisient (standardfeil). Modellen er presentert ved hjelp av stargazer pakken i R (Hlavac, 2022).

	Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk		Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk		
	Biomasse tetthet (Modell B) (1)	Fisk tetthet (Modell F) (2)	Biomasse tetthet (Modell B) (1)	Fisk tetthet (Modell F) (2)	
Mai 2018	-0.073 (0.012)***	-0.070 (0.012)***	Mars 2021	0.051 (0.013)***	0.045 (0.011)***
Juni 2018	-0.072 (0.020)***	-0.068 (0.020)***	April 2021	0.013 (0.014)	0.007 (0.014)
Juli 2018	-0.064 (0.030)*	-0.060 (0.030)*	Mai 2021	-0.033 (0.016)*	-0.037 (0.017)*
August 2018	-0.048 (0.037)	-0.044 (0.036)	Juni 2021	-0.048 (0.026)	-0.053 (0.025)*
September 2018	-0.010 (0.032)	-0.006 (0.032)	Juli 2021	-0.046 (0.036)	-0.048 (0.036)
Oktober 2018	0.001 (0.018)	0.005 (0.019)	August 2021	-0.007 (0.037)	-0.009 (0.036)
November 2018	-0.026 (0.014)	-0.025 (0.013)	September 2021	-0.005 (0.033)	-0.005 (0.033)
Desember 2018	-0.006 (0.015)	-0.007 (0.013)	Oktober 2021	0.032 (0.029)	0.032 (0.027)
Januar 2019	0.025 (0.014)	0.023 (0.011)*	November 2021	0.017 (0.023)	0.016 (0.021)
Februar 2019	0.035 (0.012)**	0.031 (0.010)**	Desember 2021	0.020 (0.021)	0.020 (0.018)
Mars 2019	0.038 (0.011)***	0.034 (0.009)***	Januar 2022	0.045 (0.019)*	0.044 (0.016)**
April 2019	0.005 (0.010)	0.003 (0.009)	Februar 2022	0.058 (0.021)**	0.057 (0.018)**
Mai 2019	-0.041 (0.008)***	-0.039 (0.009)***	Mars 2022	0.046 (0.017)**	0.046 (0.015)**
Juni 2019	-0.061 (0.015)***	-0.059 (0.016)***	April 2022	0.005 (0.014)	0.007 (0.014)
Juli 2019	-0.044 (0.028)	-0.043 (0.029)	Mai 2022	-0.037 (0.013)**	-0.033 (0.014)*
August 2019	0.003 (0.034)	0.005 (0.035)	Juni 2022	-0.049 (0.026)	-0.044 (0.026)
September 2019	0.036 (0.032)	0.037 (0.033)	Juli 2022	-0.042 (0.039)	-0.038 (0.038)
Oktober 2019	0.054 (0.030)	0.056 (0.031)	August 2022	-0.011 (0.038)	-0.007 (0.037)
November 2019	0.030 (0.016)	0.032 (0.016)*	September 2022	0.044 (0.037)	0.048 (0.035)
Desember 2019	0.024 (0.014)	0.025 (0.012)*	Oktober 2022	0.027 (0.030)	0.029 (0.030)
Januar 2020	0.070 (0.020)***	0.070 (0.017)***	November 2022	0.036 (0.026)	0.037 (0.026)
Februar 2020	0.075 (0.020)***	0.074 (0.017)***	Desember 2022	0.023 (0.023)	0.023 (0.023)
Mars 2020	0.057 (0.017)***	0.056 (0.015)***	Januar 2023	0.044 (0.013)***	0.043 (0.013)***
April 2020	0.014 (0.011)	0.016 (0.011)	Februar 2023	0.051 (0.011)***	0.047 (0.009)***
Mai 2020	-0.031 (0.014)*	-0.026 (0.015)	Mars 2023	0.057 (0.013)***	0.052 (0.011)***
Juni 2020	-0.051 (0.022)*	-0.046 (0.023)*	April 2023	0.020 (0.014)	0.014 (0.015)
Juli 2020	-0.049 (0.034)	-0.044 (0.033)	Mai 2023	-0.032 (0.014)*	-0.036 (0.015)*
August 2020	-0.007 (0.047)	-0.003 (0.045)	Juni 2023	-0.050 (0.025)*	-0.047 (0.026)
September 2020	0.042 (0.042)	0.045 (0.041)	Juli 2023	-0.058 (0.035)	-0.055 (0.034)
Oktober 2020	0.025 (0.027)	0.026 (0.029)	August 2023	-0.042 (0.036)	-0.040 (0.035)
November 2020	0.022 (0.025)	0.021 (0.025)	September 2023	-0.016 (0.033)	-0.013 (0.032)
Desember 2020	0.028 (0.020)	0.025 (0.021)	Oktober 2023	0.021 (0.029)	0.024 (0.028)
Januar 2021	0.056 (0.016)***	0.053 (0.013)***	November 2023	0.013 (0.021)	0.016 (0.021)
Februar 2021	0.068 (0.019)***	0.064 (0.015)***	Desember 2023	0.025 (0.019)	0.029 (0.018)
Adjusted R2		0.651	0.659		
Observations		897	897		
F Statistic (df = 72; 812)		7.612***	8.048***		

Note: * p<0.05; ** p<0.01; *** p<0.001

En visualisering av denne trenden kan sees i *figur 17*. Det er en økning i lakselus fra desember til januar, februar, mars før det forekommer en vesentlig reduksjon i lakselus spesielt i mai måned, men også juni, for så å øke i juli frem til september/oktober hvor gjennomsnittlig antall voksen hunnlus for alle produksjonsområder er på sitt høyeste.



Figur 17 Linjediagram av gjennomsnittlig ukentlig antall hunnlus per fisk for alle produksjonsområder over tid

Tabell 8 inneholder resultatene fra enhetseffektene fra modell B og modell F. Alle produksjonsområdene er signifikante med unntak av produksjonsområde 1 og 13 i modell B.

Tabell 8: Resultatene av enhetseffektene fra entity timed fixed effects modellen. Estimate er koeffisientene, Std.Error standardfeil, t- value er t-verdi og p-value er p-verdi. Enhetseffektene er presentert ved hjelp av stargazer pakken i R (Hlavac, 2022).

Enehetseffekter fra modell B					Enehetseffekter fra modell F						
Produksjonsområde	ID	Estimate	Std.Error	t-value	p-value	Produksjonsområde	ID	Estimate	Std.Error	t-value	p-value
1		0.015	0.021	0.727	0.468	1		0.262	0.053	4.895	0.000
2		0.156	0.028	5.503	0.000	2		0.439	0.069	6.368	0
3		0.194	0.030	6.454	0	3		0.475	0.070	6.832	0
4		0.194	0.026	7.563	0	4		0.481	0.068	7.125	0
5		0.173	0.022	7.755	0	5		0.455	0.064	7.107	0
6		0.136	0.023	5.978	0	6		0.420	0.065	6.441	0
7		0.124	0.022	5.742	0	7		0.409	0.065	6.289	0
8		0.096	0.018	5.206	0.000	8		0.375	0.061	6.162	0
9		0.088	0.017	5.156	0.000	9		0.363	0.059	6.182	0
10		0.128	0.022	5.717	0.000	10		0.414	0.067	6.220	0
11		0.065	0.016	3.989	0.000	11		0.345	0.060	5.733	0
12		0.060	0.016	3.719	0.000	12		0.342	0.061	5.632	0.000
13		-0.027	0.015	-1.799	0.072	13		0.209	0.049	4.282	0.000

Koeffisientene til produksjonsområdene er den forventede mengden av GH/F i produksjonsområdene når verdien til alle de uavhengige forklaringsvariablene er 0. Signifikante produksjonsområder betyr at områdene har signifikante forskjeller i GH/F mellom hverandre som ikke er forklart med de uavhengige variablene i modellene og blir derfor fanget opp i enhetseffektene.

6 Diskusjon

6.1 Tolkning og diskusjon av uavhengige kontrollvariabler

I det følgende kapittelet vil resultatene av beregningene til de uavhengige kontrollvariablene gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger⁶, temperatur og tetthet av biomasse og antall fisk bli diskutert. Det vil bli sett nærmere på om estimatene som modellene med tonn biomasse per km² (modell B) og antall fisk per km² (modell F) har beregnet til variablene passer med hvordan man forvente at variablene påvirker gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F) basert på annen litteratur og undersøkelser.

6.1.1 Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger

Både modellen som bruker biomasse per km² og modellen med antall fisk per km² som tetthets-variabel beregner den samme koeffisienten og standardfeilen til variabelen gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger. Begge modellene beregner en koeffisient på -0.003 med en standardfeil på 0.001 når variabelen har et tids-lag på 6 måneder. Variabelen er signifikant med en p-verdi på under 0.05. Modellene beregner at hvis man foretar i gjennomsnitt 1 ukentlig avlusning i løpet av en måned i et produksjonsområde vil det være 0.003 færre voksen hunnlus per fisk i akvakulturanlegg i produksjonsområdet etter 6 måneder kontra hvis en hadde hatt 0 ukentlige avlusninger 6 måneder før.

Gjennomsnittlige ukentlige avlusninger var signifikant også uten tids-lag på variabelen. Her var imidlertid koeffisienten til variabelen positiv med en verdi på 0.009 i modell B og 0.006 i modell F. Modellene sier i dette tilfellet at en gjennomsnittlig avlusning per uke i løpet av en måned i et produksjonsområde vil føre til 0.009 eller 0.006 flere voksne hunnlus per fisk i akvakulturanlegg i produksjonsområdet samme måned kontra hvis avlusninger ikke ble foretatt. Dette er ikke samstemmig med den tiltenkte funksjonen til avlusningstiltakene, og ei heller i samsvar med resultater fra tidligere nevnt litteratur omhandlende effekten av mekaniske avlusningstiltak og bademidler (Aldrin et al., 2023). Som tidligere nevnt kommer dette mest sannsynlig av at GH/F og gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger er gjensidig

⁶ Avlusninger i oppgavens datasett er tradisjonelle avlusningsmetoder: termiske og mekaniske avlusningsmetoder, ferskvannsbehandling og bruk av bademidler. Andre avlusningsmetoder som for eksempel bruk av laser er ikke delaktig i beregning av avlusningsvariabelen i modellene og vil derfor bli beskrevet som produksjonsteknologi for å dempe miljøpåvirkning.

avhengig av hverandre ettersom avlusninger blir trigget av en høy andel voksen hunnlus per fisk. Hvis GH/F og gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger er gjensidig avhengig av hverandre vil gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger bli påvirket av GH/F og vil derfor være en endogen variabel. Man risikerer dermed at modellen gir feil estimater til den endogene uavhengige variabelen og dette kan være grunnen til at modell B og modell F beregner en positiv koeffisient for gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger uten noen tids-lag. For å unngå at gjennomsnittlige ukentlige avlusninger blir påvirket av gjennomsnittlig voksen hunnlus ble derfor et 6 måneders tids-lag lagt til variabelen. Grunnen til at gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger ga best resultater i modell B og modell F med et 6 måneders tids-lag var siden et 6 måneders tids-lag var det korteste tids-laget hvor modellene først beregnet en negativ signifikant koeffisient til variabelen. Siden variabelen har et tids-lag på 6 måneder fanger modellene kun opp langtidseffektene fra avlusningstiltak som ble foretatt 6 måneder i forveien.

Samsing et. al. (2016) fant at det tar 1-11 dager, avhengig av temperatur, for en nyklekket luselarve å nå infeksjonsvinduet i lakselusen sin livssyklus. Etter at lakselusen har infisert en vert fant *Hamre et.al.(2019)* at det, avhengig av temperatur, tar mellom ca. 13 til 65 dager for lakselusen å bli kjønnsmoden. Ved å sammenlikne funnene fra disse rapportene med gjennomsnittstemperaturen til datasettet på 8.6 °C vist i *tabell 5* vil den gjennomsnittlige utviklingstiden til lakselus i datasettet være ca. 46 dager fra klekking. For å fange opp effektene avlusninger har på den første generasjonen av lakselus etter en avlusning vil det derfor være naturlig med et lag på 1 til 2 måneder på gjennomsnittlige ukentlige avlusninger hvis en tar utgangspunkt i temperatur gjennomsnittet i alle produksjonsområdene. Som vist tidligere⁷ varierer temperatur vesentlig basert på tid på året, i tillegg til at det eksisterer vesentlige forskjeller i temperatur mellom produksjonsområdene. Det vil derfor være svært utfordrende å finne et nøyaktig lag til variabelen som fanger påvirkningen en avlusning har hatt på den første etterfølgende generasjonen av lakselus som passer til alle sesonger i alle produksjonsområder. Beregning av modellen med 1 eller 2 måneders tids-lag ga også en positiv koeffisient for gjennomsnittlige ukentlige avlusninger. Dette kan komme av de årlige temperaturvariasjonene i datasettet, men kan også være forårsaket av andre grunner. Modellen kan ha en utelatt variabel som fører til en positiv koeffisient når koeffisienten forventes å være negativ. Det kan også komme av at avlusninger rett og slett ikke har noen særlig effekt,

⁷ Se figur 3

men dette strider mot effekten man har funnet av metodene fra vitenskapelige forsøk⁸, i tillegg til at oppdrettere ikke ville brukt tid, penger og ressurser på å gjennomføre avlusningene hvis de ikke hadde noen vesentlig effekt på antall lakselus per fisk. En annen sannsynlighet er at dette kommer av at modellen ikke behandler oppdrettslokalitetene som selvstendige enheter, men samler alle oppdrettslokalitetene til en overordnet enhet som er lokalitetenes tilhørende produksjonsområde. En avlusning har kun umiddelbar effekt for den oppdrettslokaliteten hvor avlusningen ble foretatt. Hvis en avlusning dermed blir foretatt i et produksjonsområde hvor andelen av voksen hunnlus per fisk i oppdrettslokalitetene er generelt høy og hvor avlusninger ikke blir foretatt samtidig mellom oppdrettslokalitetene er det stor sannsynlighet for at den reduserende virkningen denne avlusningen har på GH/F ikke blir plukket opp i datamaterialet. Hvis andelen av voksen hunnlus øker i andre oppdrettslokaliteter på samme tidspunkt er det mulig at det vil være totalt mer GH/F etter avlusningen ble gjennomført enn før avlusningen ble gjennomført som følge av økning av GH/F i andre oppdrettslokaliteter. Som følge av dette vil modell B og modell F beregne en positiv koeffisient for gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger siden den totale mengden av GH/F vil være høyere etter avlusningene. For å plukke opp de reduserende kortidseffektene av avlusninger er det mulig at det ville vært behov for å sammenlikne med en kontrollgruppe hvor det ikke har blitt foretatt noen avlusninger for å se om koeffisienten til kontrollgruppen ville vært enda høyere.

Selv om både modell B og modell F estimerer en positiv koeffisient for kortidseffektene av gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger har på GH/F, estimerer modellene en negativ koeffisient for langtidseffektene av gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger med 6 måneders tids-lag. Dette kan være en naturlig effekt man kan tenke å se fra avlusninger som blir foretatt 6 måneder i forveien. Dette er ettersom avlusningene vil føre til færre lus som kan reproducere seg videre og det er derfor ikke usannsynlig at denne reduksjonen i lakselus blir plukket opp av modellene 6 måneder etterpå. Siden modell B og modell F måler langtidseffektene av en avlusning gjør dette resultatene spesielt utsatt for utelatte variabler som kan påvirke resultatet. Som tidligere vist i resultatene varierer den gjennomsnittlige mengden av lakselus i norsk oppdrett kraftig i takt med produksjonssykluser, sesonger og

⁸ Aldrin, M., Huseby, R. B., Stige, L. C. & Helgesen, K. O. (2023). Estimated effectiveness of treatments against salmon lice in marine salmonid farming. *Aquaculture*, 575, 739749. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2023.739749>

perioder med redusert lusemengde. I løpet av 6 måneder kan det derfor ha skjedd vesentlige endringer i antall lakselus. Dette gjør det utfordrende å si at det signifikante negative estimatet i modellen med 6 måneders tids-lag høyst sannsynlig kommer av gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger som ble foretatt for 6 måneder siden det også er en sannsynlighet for at en utelatt korrelerende variabel også kan påvirke resultatet. Ettersom resultatene av variabelen er naturlig med hva en kan forvente, antas det at det er mer sannsynlig at resultatene kommer av avlusninger som er foretatt 6 måneder i forveien og ikke av en utelatt variabel.

6.1.2 Temperatur

Gjennomsnittlig ukentlig temperatur i både modell B og modell F er beregnet å ha en signifikant påvirkning på gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunn lus per fisk (GH/F). Gjennomsnittlig ukentlig temperatur har en koeffisient på 0.007, og en standardfeil på 0.003. At lusetallet har en positiv sammenheng med temperatur samsvarer både med litteratur som omhandler utviklingstiden til lakselus ved forskjellige temperaturer, i tillegg til infeksjonsraten til lakselusen (Dalvin & Oppedal, 2019; Hamre et al., 2019; Samsing et al., 2016). *Hamre et. al. (2019)* fant at evnen lakselus har til å feste seg til en vert var dårlig ved lave temperaturer, best ved 10°C og litt dårligere igjen ved 20 °C. Det var derimot like mange lus per fisk ved 20°C som ved 10°C som følge av lavere utviklingstid og flere luseegg ved høyere temperaturer. *Dalvin & Oppedal (2019)* fant at antall dager det tar for 85% av hunn lus å bli kjønnsmoden etter å ha festet seg til en vert fulgte en eksponentiell funksjon hvor høyere temperaturer ga eksponentielt lavere utviklingstid i et temperaturspenn mellom 3°C og 21°C. Disse funnene kan tyde på at en lineær regresjon ikke er den beste måten å beskrive forholdet mellom temperatur og voksen hunn lus i modell B og modell F. Det er derimot viktig å poengtere at disse funnene er kun basert på funn av temperatur sin påvirkning på lakselus per fisk i et lukket system hvor det ikke eksisterer noen effekter fra avlusninger og tetthet av fisk eller biomasse. I resultatdelens visualisering av forholdet mellom temperatur og GH/F i datamaterialet⁹ synes en lineær trendlinje å ha å ha god sammenheng med datamaterialet i alle produksjonsområdene. Derimot kan det se ut som at produksjonsområde 1, 2, 3, 7 og 8 muligens også kunne blitt beskrevet godt med en eksponentiell funksjon. Hvis man ønsket å se nærmere på temperatur sin effekt på GH/F i datamaterialet kunne det derfor vært en ide å inkludere en ekstra modell med en eksponentiell funksjon for temperatur. Begge modellene

⁹ Se figur 12

har blitt testet med en eksponentiell funksjon for gjennomsnittlig ukentlig temperatur, men å endre fra en lineær til en eksponentiell temperatur funksjon førte til ingen nevneverdige endringer i resultatene til de andre uavhengige variablene. Det ble derfor valgt å kun bruke to modeller med en lineær funksjon for å beskrive gjennomsnittlig ukentlig temperatur, modell B og modell F.

6.1.3 Tetthetsvariabler (tonn biomasse per km² og antall fisk per km²)

Visualiseringene av forholdet mellom tetthetsvariablene og GH/F i produksjonsområdene¹⁰ har både positive, nøytrale og negative trendlinjer. Både i visualiseringen av tonn biomasse per km² og antall fisk per km² kan det synes at GH/F i produksjonsområdene hovedsakelig har et negativt forhold til tetthetsvariablene. Dette forholdet synes å være sterkere mellom GH/F og antall fisk per km² enn GH/F og tonn biomasse per km². Dette reflekteres i de to entity timed fixed effects modellene hvor i modell B var tonn biomasse per km² ikke signifikant, mens i modell F var log-transformert antall fisk per km² signifikant med en negativ koeffisient på -0.037. Dette vil si at modell F beregner at ved en høyere tetthet av fisk i et produksjonsområde vil det være færre voksen hunnlus per fisk. At tonn biomasse per km² ikke er signifikant mens antall fisk per km² er signifikant er uforventet ettersom det er biomasse som blir brukt til å regulere miljøpåvirkningen i et produksjonsområde og ikke antall fisk. Det er derimot viktig å poengtere at modellen undersøker hvilke variabler som har påvirkning på gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per oppdrettsfisk og dette har ikke nødvendigvis en direkte kausal sammenheng med antall voksen hunnlus per vill laksesmolt. At modell F beregner at flere fisk i et produksjonsområde vil føre til lavere GH/F kan også sies å være uforventet, spesielt med tanke på hvordan antall fisk per km² og tonn biomasse per km² påvirker GH/F når effektene innad i produksjonsområdene ikke er inkludert¹¹. Klassiske antagelser om interaksjoner mellom antall verter og antall parasitter er at flere verter vil føre til produksjon av flere parasitter og dermed flere parasitter per vert (Anderson & May, 1978, 1979). I begge artiklene til *Anderson et. al. (1978, 1979)* er det også antatt at vertsmengden vil øke til et punkt hvor dødeligheten som følge smittepress fra parasitter blir så betraktelig at verstmengden reduseres og parasittmengden vil også reduseres som følge og dermed blir forholdet mellom vert og parasitt syklisk. Dette er ikke tilfellet i moderne akvakultur hvor en forsøker å kontrollere parasittmengde og smittepress ved hjelp av

¹⁰ Se figur 13 og 14

¹¹ Se figur 4

preventive og spontane avlusningsmetoder. Smittepresset fra parasitter er derfor mer stabilt i moderne oppdrett ettersom en i høyest mulig grad forsøker å unngå en eksplosjon av parasitter som følge av en høy andel verter. Forsøk som har sett på forholdet mellom tetthet av fisk og GH/F på lokalitetsnivå har også funnet at tetthet og GH/F har en negativ sammenheng. *Samsing et al. (2014)* sammenliknet lakselus per fisk mellom to forsøktanker hvor den ene tanken hadde en høyere tetthet av fisk per kvadratmeter enn den andre. Begge tankene ble infisert med samme mengde lakselus og etter 48 timer ble lusepåslag på fisken telt. Det ble funnet at tanken med høyere antall fisk per kvadratmeter hadde færre lus per fisk. Dette kom av at lus hadde samme infeksjonssuksess uavhengig av hvor mange verter som var i tankene, i tillegg så man en «fortynningseffekt» hvor flere verter fører til færre lakselus per fisk (*Samsing et al., 2014*). Det ble også funnet et negativt forhold mellom antall verter og lus per fisk i et praktisk forsøk hvor et oppdrettsanlegg som produserer økologisk laks, og har derfor en redusert mengde fisk per kvadratmeter, ble sammenliknet med et konvensjonelt oppdrettsanlegg med en konvensjonell mengde fisk per kvadratmeter. Forsøket viste at det økologiske oppdrettsanlegget med mindre fisk per kvadratmeter hadde signifikant høyere mengde lakselus per fisk enn det konvensjonelle oppdrettsanlegget. En mulig forklaring for dette var den samme fortynningseffekten som først hadde blitt beskrevet av *Samsing et al. (2014)* (*van Walraven et al., 2021*). Effektene av en slik fortynningseffekt kan være en av grunnene til at modell B beregner at tonn biomasse per km² ikke er signifikant og at modell F beregner at antall fisk per km² har en negativ effekt på GH/F.

I produksjonsområdene varierer tettheten av antall fisk basert på utsett, dødelighet og utslakt av fisk¹². Mesteparten av fisken blir satt ut på våren eller på høsten basert på produksjonsområde og som følge av dette kan man se sykliske trender i tetthet av fisk i produksjonsområdene. Det eneste tilfellet hvor tetthet av antall fisk kan øke er ved utsett av ny fisk i produksjonsområdet. Denne ny-utsatte fisken er ikke infisert av lus når den blir satt ut og derfor gjør utsett av ny fisk at fisk per km² øker, samtidig som flere uinfiserte individer gjør at gjennomsnittlig antall lus per fisk i hele produksjonsområde reduseres. Utenfor disse utsett periodene vil antall fisk per km² bli redusert som følge av dødelighet i løpet av produksjonen, enten som følge av sykdommer, avlusninger eller andre grunner, samtidig som voksen hunnlus per fisk vil øke frem til terskelen hvor oppdretteren må iverksette

¹² Se figur 5

forebyggende tiltak. Grunnen til at modell F sier at GH/F vil øke samtidig som tettheten av fisk reduseres kan komme av en liknende fortykningseffekt av lus som beskrevet av *Samsing et al. (2014)* og *van Walraven et al. (2021)* når ny fisk blir satt ut i produksjonsområdet. Samtidig vil dødelighet føre til at tetthet av fisk går ned samtidig som GH/F øker etter hvert som fisken står i sjøen som videre forsterker denne effekten. Å bruke tonn biomasse per km² som tetthetsvariabel forhindrer at det kun vil være høyest tetthet når ny fisk settes ut i sjøen. Tonn biomasse per km² vil kunne øke både ved utsett av ny fisk, men også etter hvert som fisk som står i sjøen vokser ettersom tonn biomasse per km² også tar hensyn til vekten av fisken etter hvert som den vokser. Inkludering av vekt i en tetthetsvariabel vil kunne dempe effektene utsett av ny fisk har på resultatet til tetthetsvariabelen. Ettersom tonn biomasse per km² ikke er signifikant mens antall fisk per km² er signifikant, er det sannsynlig at resultatet til antall fisk per km² i modell F kommer av endringer i tetthet i antall fisk som følge av utsett.

6.2 Reduksjon i maksimalt tillatt biomasse

Hovedformålet til oppgaven er å undersøke om trafikklyssystemet gir oppdrettere vesentlige insentiver til å holde sitt miljømessige fotavtrykk statisk eller reduktivt samtidig som produksjonen øker, i tillegg til å undersøke om en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning fører til en vesentlig endring i oppdretternes miljøpåvirkning. Av hypotesene til modell B og modell F ble alternativhypotese 2 beholdt som sier at en reduksjon i et produksjonsområde påvirker gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk i et produksjonsområde negativt. Både modell B og modell F beregnet at det vil være 0.052 færre GH/F i produksjonsområder når områdene har opplevd en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning. Det kan være flere grunner til at en slik reduksjon har signifikant effekt på gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F). Disse grunnene vil bli diskutert i kapitlene under.

6.2.1 Virkninger av 6% reduksjon i MTB

Hensikten med å gi en 6% reduksjon i maksimalt tillatt biomasse i trafikklyssystemet er blant annet å redusere dødeligheten lakselus fra oppdrett har på vill laksefisk. Meld.St.16 antok at *det er et godt samsvar mellom mengden oppdrettsfisk i sjøen, nivå av lakselus på*

oppdrettsfisken og hvor stor påvirkning lakselus har på ville laksebestander... (Meld.St.16, 2015, s. 10). Alle de tre modellene til Havforskningsinstituttet, SINTEF og Veterinærinstituttet som brukes til å simulere lakselus-indusert dødelighet på utvandrende vill laksesmolt som følge av luseutslipp fra oppdrett bruker blant annet antall fisk, antall voksen hunnlus og temperatur som forklaringsvariabel. Alle de tre modellene er antatt å beregne dødelighet med tilstrekkelig sannsynlighet (Vollset et al., 2023). Antagelsen i Meld.St.16 (2015) om at det er et godt samsvar mellom oppdrettsfisk i sjøen og hvor stor påvirkning lakselus har på ville bestander virker ifølge modellene til SINTEF, Havforskningsinstituttet og Veterinærinstituttet, å dermed stemme godt overens med erfaringer som har blitt gjort etter trafikklyssystemets implementering. Derimot virker antagelsen om at antall oppdrettsfisk i sjøen og nivå av lakselus på oppdrettsfisken samsvarer, å ikke stemme basert på resultatene fra modell B og modell F. I tillegg har forsøk som har funnet et samsvar på lokalitetsnivå estimert denne sammenhengen til å være negativ (Samsing et al., 2014; van Walraven et al., 2021). Disse forsøkene har som sagt blitt foretatt på lokalitetsnivå, men i Meld.St.16 (2015) virker det heller som antagelsen er ment for produksjonsområder. Beregning av sammenhengen mellom tetthet av fisk eller tetthet av biomasse og GH/F i oppgavens modeller er beregnet på produksjonsområdenivå. Imidlertid fant verken modell B eller modell F noen sammenheng mellom tetthetsvariablene og GH/F som støtter antagelsen til Meld.St.16 (2015). I datamassetten kan det synes å være en positiv sammenheng mellom tetthet av fisk eller biomasse og GH/F mellom produksjonsområdene. Produksjonsområder som har gjennomsnittlig høy tetthet av fisk eller biomasse har mer GH/F. Dette indikerer at det årlige gjennomsnittlige nivået av biomasse mellom produksjonsområdene påvirker hvor mye GH/F det er i produksjonsområdene positivt. En 6% reduksjon i MTB vil føre til at det årlige gjennomsnittet i biomasse i gjeldende produksjonsområde vil bli redusert og kan tyde på at det er et samsvar mellom årlig gjennomsnittlig antall oppdrettsfisk som står i et produksjonsområde i løpet av et år og GH/F i produksjonsområdet. Derimot kan denne sammenhengen også komme av at produksjonsområder med årlig gjennomsnittlig høy tetthet av fisk eller biomasse også er av de produksjonsområdene som har høyest gjennomsnittlig temperatur¹³. Det er derfor mulig at den indikerte sammenhengen mellom den årlige gjennomsnittlige tettheten av fisk eller biomasse i et produksjonsområde og GH/F er delvis forårsaket av temperatur og ikke av tetthet av fisk eller biomasse. Det er derfor sannsynlig at

¹³ Se figur 4

det ikke er en like sterk sammenheng mellom tetthet av fisk eller biomasse og GH/F som det kan synes i datamaterialet.

Ettersom det er demonstrert andre steder at det eksisterer godt samsvar mellom mengde av oppdrettsfisk i sjøen og antall lakselus per villfisk er det å forvente at det samme samsvaret burde eksistere mellom oppdrettsfisk. Derimot er det utfordrende å finne tydelige resultater som demonstrerer at et slikt samsvar eksisterer innad i produksjonsområdene mellom oppdrettsfisk. Det kan være mer riktig å endre antagelsen om at mengde oppdrettsfisk i sjøen påvirker antall lakselus per fisk på vill og oppdrettsfisk til en ny antagelse om at mengde oppdrettsfisk i sjøen påvirker smittepresset av lus på både oppdrettsfisk og villfisk. Grunnen til at denne antagelsen blir mer korrekt er hvis oppdrettsfisk opplever for høyt smittepress av lakselus kan dette kompenseres for ved å øke intensiviteten av avlusninger som blir foretatt i produksjonsområdet. Ettersom modell B ikke beregner noen signifikans for tonn biomasse per km² sin påvirkning på GH/F og modell F beregner en uforventet negativ påvirkning av antall fisk per km² på GH/F er det mulig at oppdrettere i stor grad kompenserer for variasjoner i smittepress ved å regulere intensiteten av avlusninger. Er dette tilfellet, skaper dette et problem i modellene ettersom gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak vil være en endogen variabel som er påvirket av tonn biomasse per km² eller antall fisk per km². Dette diskuteres nærmere i kapittel 7.3.2.2.

På grunn av dette vil det være vanskelig å si hvor korrekt antagelsen i St.Meld.16 (2015) om at det eksisterer et samsvar mellom oppdrettsfisk i sjøen og nivå av lus på fisken har vært etter trafikklyssystemet sin implementering. Det er mulig at modell B og modell F sin beregning av at en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning vil føre til reduksjon av GH/F i produksjonsområdet kommer av at det eksisterer en viss sammenheng mellom årlig gjennomsnittlig tetthet av fisk eller biomasse og GH/F, men det er utfordrende å finne tydelige resultater som indikerer dette. Det er derfor relevant å diskutere om modellenes beregning av en reduksjon i MTB sin påvirkning på GH/F også kan komme av nye eller forsterkede insentiver for oppdrettere å begrense sin miljøpåvirkning.

6.2.2 Miljø-insentiver i trafikklyssystemet og effekter av en reduksjon i MTB som følge av høy miljøpåvirkning

En av de antatte hovedfordelene med trafikklyssystemet som ble beskrevet i St.Meld.16 (2015) var at *et system med fastsatte miljøindikatorer gir sterke incentiver til å drive miljømessig bærekraftig og til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer som bidrar til at næringens miljømessige fotavtrykk ikke øker proporsjonalt med produksjonen* (St.Meld.16, 2015, s. 8). Dette vil si at trafikklyssystemet, som har oppdrettsfisk sin påvirkning på lakselus-indusert dødelighet på vill laksesmolt som fastsatt miljøindikator, var forventet å skape insentiver hos oppdrettere til å gjøre nye investeringer slik at nivået av lakselus enten holder seg stabilt eller reduseres mens produksjonskapasiteten øker. En kan diskutere om også denne antagelsen fra St.Meld.16 (2015) har blitt realisert. At modell B beregner at tetthet av biomasse ikke har noen signifikant påvirkning på gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F) og modell F beregner at tetthet av fisk har en signifikant negativ påvirkning på GH/F kan tilsa at antagelsen om at næringens fotavtrykk ikke vil øke proporsjonalt med produksjonen har vært korrekt etter implementeringen av trafikklyssystemet. Derimot er disse resultatene mest sannsynlig forårsaket av andre grunner som diskutert over. Som tidligere nevnt eksisterer det en mulighet for at oppdrettere regulerer tetthet av fisk eller biomasse sin påvirkning på vill laksesmolt ved å regulere intensiteten av hvor mange avlusninger som blir foretatt. Hvis dette er tilfellet så vil næringens miljømessige fotavtrykk ikke øke proporsjonalt med produksjonen på grunn av at de gjennomfører flere avlusninger og ikke grunnet investeringer i bedre produksjonsteknologi og driftsformer. Hvis antagelsen om at en implementering av trafikklyssystemet vil føre til at næringens miljømessige fotavtrykk ikke øker proporsjonalt med produksjonen stemmer, så burde en kunne forvente at antall voksen hunnlus per fisk ikke øker over tid, men holder seg statisk eller reduseres over tid. Dette er tilfellet i flere av produksjonsområdene, mens i noen produksjonsområder har antallet av voksen hunnlus per fisk steget over tid. I produksjonsområde 6, 8 og 12 kan man i datamaterialet observere en økende trend av GH/F¹⁴. Resten av produksjonsområdene som ikke har fått en reduksjon har hatt en tilnærmet statisk utvikling med unntak av produksjonsområde 7 som kan vise tendenser til en negativ trend. Det virker som det ikke vært noen vesentlig trendendring i månedlig utvikling av GH/F etter at trafikklyssystemet ble implementert i de fleste produksjonsområdene¹⁵.

¹⁴ Se figur 7

¹⁵ Se figur 6

Produksjonsområdene hvor det virker å ha forekommet en trendendring i GH/F etter at trafikklyssystemet ble implementert er produksjonsområde 2, 3, 7, 8 og 12. Det er derimot mulig at disse trendendringene kan ha forekommet før trafikklyssystemet ble implementert. Dette er sannsynlig i produksjonsområde 3 og 7 hvor noen måneder med uvanlig høy mengde GH/F frem til 2016 sannsynligvis er grunnen til at det ser ut som det har vært en trendendring i disse produksjonsområdene etter trafikklyssystemet ble implementert. Utenom produksjonsområde 3 og 7 er det kun produksjonsområde 2 hvor en mulig trendendring forårsaket av trafikklyssystemet har medført et skifte fra en positiv trend økning i GH/F til en statisk trend i GH/F. I produksjonsområde 8 og 12 har trendendringen gått fra en negativ trend til en økende trend av GH/F. Det er dermed vanskelig å finne noen tydelige resultater i datamaterialet for at det har skjedd et skifte i utviklingen av GH/F forårsaket av nye insentiver til å begrense miljøpåvirkning forbundet med trafikklyssystemet.

I visualiseringer av GH/F over tid med en trendlinje før et produksjonsområde får reduksjon og en trendlinje for etter produksjonsområdet får reduksjon i MTB¹⁶ endrer trendlinjene helning i produksjonsområde 4 og 5. I produksjonsområde 3 fortsetter en negativ trend som produksjonsområdet også hadde før området fikk en reduksjon i MTB og før trafikklyssystemet ble implementert. Ingen av produksjonsområdene som har fått en reduksjon i MTB som følge av høy miljøpåvirkning virker å ha hatt en økning i GH/F etter reduksjonen. Dette samsvarer med at både modell B og modell F beregner at produksjonsområder som har opplevd en 6% reduksjon som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet vil ha ca. 0.052 mindre GH/F enn når produksjonsområdene ikke har opplevd en reduksjon. At produksjonsområde 4 og 5 hadde en trendendring i utvikling av GH/F kan tyde på at insentiver til å investere i ny produksjonsteknologi og driftsmetoder oppsto, eller ble forsterket, når oppdretterne i produksjonsområdene opplevde negative konsekvenser som følge av deres påvirkning på lakselus-indusert villaksdødelighet. At produksjonsområde 3 fortsetter den negative utviklingstrenden av GH/F etter at området har fått en reduksjon kan også komme av nye eller forsterkede insentiver som følge av de negative konsekvensene forårsaket av en reduksjon i MTB.

Et firma vil som oftest velge å utsette investeringer hvis investeringen medfølger usikkerheter rundt profitabilitet (Berk, 1999). Samtidig er oppdretternes påvirkning på lakselus-indusert

¹⁶ Se figur 7 og 8

villaksdødelighet et resultat av de samlede utslippene til alle oppdretterne i et produksjonsområde. Man kan derfor dra en sammenlikning mellom et produksjonsområde og en allmenning. Til forskjell fra en allmenning kan ikke oppdretterne ha så mye fisk i sjøen de vil, men er begrenset av tillatelseskapasitet. Derimot kan oppdretterne med dagens reguleringer slippe ut så mange luselarver i vannmassene de vil så lenge oppdretterne holder seg under lusegrensen per fisk på 0.5 og 0.2 i perioder med smoltvandring. Som tidligere nevnt kan man derfor sammenlikne et produksjonsområde med en regulert allmenning som beskrevet av *Homans & Wilen (1997)*. *Kragesteen et.al. (2019)* fant at i et nettverk av oppdrettere som drifter med et maksimum nivå av 0.1 voksne hunnlus per fisk før avlusinger blir foretatt, vil det eksistere betydelige økonomiske insentiver for en enkelt oppdretter å øke denne terskelen for å starte avlusning til 10 voksne hunnlus per fisk. En av grunnene for dette er at den oppdretteren som velger å være «gratispassasjer» ved å utsette avlusningene sine får lavere avlusningskostnader ved å ha en høy terskel for avlusninger. Samtidig slipper gratispassasjeren å betale for å holde smittepresset i området nede siden andre oppdretterne vil betale for dette ved å foreta avlusninger ved et vesentlig lavere nivå av hunnlus per fisk og dermed begrense mengden lus i området (*Kragesteen et al., 2019*). I Norsk oppdrett kan imidlertid ikke oppdrettere ha en høyere andel voksne hunnlus enn 0.5 hunnlus per fisk. *Kragesteen et.al.(2019)* fant at å øke avlusningsterskelen fra 0.1 til 0.5 voksne hunnlus per fisk ville ikke gi tilstrekkelig økonomiske fordeler for at oppdrettere bevisst vil prøve å legge kostnadene av avlusninger, og å holde smittepresset i området nede, på andre oppdrettere. Det er derimot mulig at oppdrettere har mulighet til å være gratispassasjer ved å utsette sine egne investeringer i driftsformer og produksjonsteknologi for å redusere sin miljøpåvirkning i håp om at andre oppdrettere i produksjonsområdet heller gjør dette. Gratispassasjeren er tjent med andre oppdrettere sine investeringer i produksjonsteknologi og driftsformer som demper deres miljøpåvirkning siden dette vil ha reduserende effekt for hele produksjonsområdet sin samlede påvirkning på lakselus-indusert villaksdødelighet. Gratispassasjeren vil på denne måten få muligheten for videre vekst i biomasse gratis gjennom trafikklyssystemet, mens andre oppdrettere i produksjonsområdet betaler både for sin egen, og gratispassasjerens, mulighet til å få økt biomasse. I dette tilfellet kan produksjonsområdet oppleve en slags «allmenningens tragedie» (*Hardin, 1968*). Som følge av fordelene med å være gratispassasjer er det mulig at alle eller de fleste oppdrettere i et produksjonsområde vil utsette og investere i produksjonsteknologi eller driftsformer for å redusere sin miljøpåvirkning frem til oppdretterne får sterkere insentiver til å investere. Dette kan føre til at oppdrettere i produksjonsområdet får en uakseptabelt høy påvirkning på lakselus-indusert dødelighet av

vill laksesmolt i området vesentlig tidligere enn hva som kunne vært tilfellet hvis oppdrettere hadde investert i driftsformer og produksjonsteknologi for å redusere sin miljøpåvirkning tidligere. Dette gir negative konsekvenser både for villaks populasjonen i produksjonsområdet, men også for oppdretterne som går glipp av en lengre periode med forutsigbar vekst og som nå har havnet på bakfot i kampen mot lakselus. Dette kan føre til en lengre periode hvor oppdrettere ikke blir tilbudt ny vekst og hvor villakspopulasjonen blir vesentlig påvirket hvert år oppdrettere produserer for mye lakselus. En reduksjon i MTB i produksjonsområdet som følge av en høy miljøpåvirkning kan muligens gi oppdrettere sterkere insentiver til å investere i produksjonsteknologi og driftsmetoder for å dempe deres miljøpåvirkning ettersom dette vil være den eneste muligheten for oppdrettere å få videre vekst, og eventuelt unngå videre reduksjon, uten å måtte foreta vesentlig flere avlusninger. Oppdretterne i området kan også risikere å få et redusert omdømme ettersom befolkningen i produksjonsområdet og andre steder potensielt vil være mer oppmerksomme på oppdretternes miljøpåvirkning nå som de har blitt vurdert å ha en høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet. Oppdrettere vil derimot ennå ha økonomiske insentiver til å fortsette å være gratispassasjerer, spesielt hos oppdrettere som har få oppdrettslokaliteter og lite MTB i produksjonsområdet. Oppdrettere med flere lokaliteter og mye MTB i produksjonsområdet vil muligens føle seg i høyere grad presset til å dempe sin miljøpåvirkning ettersom de står for en større del av utslippene og kan ha større effekt på miljøindikatoren enn andre oppdrettere ved å dempe sin miljøpåvirkning. Oppdrettere med mer MTB og lokaliteter i et produksjonsområde enn andre, har sannsynligvis også en større offentlig tilstedeværelse i produksjonsområdet. Offentligheten kan derfor i større grad forbinde disse oppdretterne med høy forurensing i produksjonsområdet og dette kan føre til et svekket omdømme spesielt hos større oppdretterne. Det er tenkt at frykt for et svekket omdømme vil kunne bidra til å «løse» eller dempe en allmenningens tragedie (Milinski et al., 2002). Dette kan være spesielt gjeldende i havbruksnæringen ettersom oppdrettere er avhengig av felleskapets godkjenning for å kunne drifte i kystområder som er en del av felleskapets naturressurser.

Det er mulig at det eksisterer en form for allmenningens tragedie i produksjonsområdene i dag som beskrevet over, og dette er en av grunnene til at det kan observeres positive trender i gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunn lus (GH/F) i noen av produksjonsområdene over tid. En videre indikasjon på dette er at både modell B og modell F beregner at i produksjonsområder som har fått reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning er det 0.053 mindre GH/F enn før områdene fikk reduksjon. De vesentlige trendendringene i

GH/F over tid i produksjonsområde 4 og 5 kan også indikere dette. Endrer vi antagelsen i St.Meld.16 (2015) om hvilke insentiver et reguleringsystem basert på miljøindikatorer vil gi til å passe med teorien om at det kan eksistere en form for allmenningens tragedie i produksjonsområdene som delvis kan bli motvirket når oppdretterne får en reduksjon i MTB, vil antagelsen heller lyde slik: *Et system med fastsatte miljøindikatorer gir kraftigere insentiver til å drive miljømessig bærekraftig og til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer først når terskelen til miljøindikatoren er overskredet.* Denne antagelsen vil bety at trafikklyssystemet har lite påvirkning på oppdretternes vilje til å redusere luseforekomst gjennom bedre driftsmetoder og produksjonsteknologi før oppdretterne får en «smekk på fingeren» i form av reduksjon i maksimalt tillatt biomasse. Når oppdrettere får en «smekk på fingeren» kan adferden til oppdrettere, spesielt oppdrettere med stor tilstedeværelse i et produksjonsområde, endre seg slik at oppdretterne i høyere grad vil være villig til å investere i produksjonsteknologi og driftsformer for å dempe miljøpåvirkning. Som følge av frykt for å få et redusert omdømme er det mulig at oppdrettere med stor tilstedeværelse i et produksjonsområde også vil investere i produksjonsteknologi og driftsformer for å dempe miljøpåvirkning før produksjonsområdet opplever en reduksjon i MTB som følge av høy påvirkning. Med en reduksjon i MTB som følge av høy miljøpåvirkning kan disse insentivene bli videre forsterket. Trafikklyssystemet i seg selv kan derfor gi oppdrettere insentiver til å investere i driftsformer og produksjonsteknologi for å motvirke at miljøpåvirkning ikke øker samtidig med produksjonskapasitet, men disse insentivene blir forsterket med en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning. Disse forsterkede insentivene kan være grunnen til at modell B og modell F beregner at produksjonsområder som har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning vil ha 0.053 mindre GH/F enn i produksjonsområder som ennå ikke har fått en reduksjon.

6.3 Feilkilder i modell B og modell F

I seksjonene under vil mulige feilkilder forbundet med beregningene til modell B og modell F bli diskutert. Det vil bli sett nærmere på datasettet modellene har blitt beregnet på og hvordan datamaterialet har blitt innsamlet. Eventuelle problemer med endogene og utelatte variabler vil også bli diskutert, i tillegg til mulige forbedringspunkter til modellen hvis man ønsker å kjøre en liknende analyse frem i tid når man potensielt har mer data fra tiden etter trafikklyssystemet ble implementert.

6.3.1 Data

Alle variablene som er anvendt i datasettet er av data som oppdretterne selv har samlet inn og rapportert til reguleringsmyndighetene. At det er oppdretterne selv som rapporterer inn data som vil bli brukt til å regulere MTB til oppdretterne kan være problematisk. Det er tenkelig at oppdrettere i noen tilfeller vil ha incentiver til å feil-rapportere resultater fra en telling. Disse incentivene kan være spesielt kraftige mot slutten av en produksjonssyklus hvis en oppdretter overskrider lusegrensen på 0.5 eller 0.2. Ved en overskridelse av lusegrensen er oppdretteren pålagt å iverksette umiddelbare tiltak innen to uker etter overskridelsen for å redusere lusemengde. Tiltak for å redusere lus vil enten være å kjøre en runde med avlusninger eller slakte ut fisken. Avlusninger medfører en forhøyet dødelighet av fisk (Walde et al., 2021). I tillegg fører avlusninger til redusert vekst hos oppdrettsfisken i en periode etter at avlusningen har blitt foretatt (Walde et al., 2022). Hvis fisken er tilnærmet slakteklar, kan det beste alternativet til oppdretteren derfor være å slakte ut fisken. Hvis fisken ennå har noen uker før den er slakteklar er det tenkelig at oppdretteren vil ha sterke incentiver til å utsette å rapportere en overskridelse av den gjeldende lusegrensen med en eller to uker, slik at fisken får en til to ekstra uker i sjøen før den må slaktes ut. Et annet tilfelle hvor en oppdretter kan ha incentiver til å feil-rapportere resultater fra en lusetelling er hvis en avlusning har hatt dårlig effekt og lusegrensen blir overskredet kort tid etter avlusningen. En ny avlusning kort tid etter en annen avlusning vil medføre en vesentlig belastning på fisken som allerede er utmattet etter den første avlusningen og vil være dårlig rustet til å gå gjennom en ny runde. Dette kan medføre vesentlig høyere dødelighet og redusert vekst. På de fleste oppdrettslokaliteter i dag er det røkterne selv som teller lus på fisken. Når røkterne teller lus på fisk etter en runde med avlusninger, kan den individuelle røkteren også ha incentiver til å under-telle lus på fisken for å unngå en ny runde med avlusning kort tid etter den forrige. Dette er ettersom avlusninger medfører lange arbeidsdager og overtid for røkterne og de kan derfor ha incentiver til å forsøke å utsette den neste runden med avlusninger. Det er derimot ikke noen spesifikke indikasjoner for at det eksisterer noen form for systematisk feilrapportering fra oppdrettere for å unngå å foreta eller utsette avlusninger. Likevel er det viktig å ta høyde for at oppdrettere kan ha incentiver til å rapportere feil data til reguleringsmyndighetene i spesielle tilfeller og dette kan påvirke resultatene til modell B og modell F.

Selve måten datamaterialet blir samlet inn kan redusere validiteten til datamaterialet modellene er basert på. Datamaterialet blir som tidligere nevnt samlet inn av oppdretterne selv. For at datamaterialet skal bli mest mulig nøyaktig burde all data samles inn på lik måte.

Vedlegg 1. i *Forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg* (2012) gir oppdretterne noen retningslinjer på hvordan data skal samles inn. I en rapport fra NINA ble prosedyrer for lusetelling, registrering og innrapportering hos forskjellige oppdrettere og fiskehelseselskaper undersøkt (Solberg et al., 2018). Rapporten fant at oppdretterne og fiskehelseselskapene hadde gjennomtenkte og systematiske metoder for selve lusetellingene som ikke ville føre til store forskjeller mellom oppdretterne med mindre tellingene ble foretatt på et lavt antall fisk. Kilden til de største forskjellene mellom oppdretterne var hvordan registrering og innrapportering av tellingene ble gjennomført. Rapporten konkluderte blant annet med at forskjellene i registrering og innrapportering kunne gjøre det vanskelig å sammenlikne luseforekomst mellom lokaliteter og produksjonsområder (Solberg et al., 2018). Både modell B og modell F sammenlikner data fra lokaliteter og samler dem under et produksjonsområde. I tillegg er regresjonen til de forskjellige variablene i modellen et resultat av regresjoner i hvert enkelt produksjonsområde. Det er derfor ikke usannsynlig at modellene er preget av disse forskjellene i hvordan oppdrettsselskapene registrerer og rapporterer tellingene. Et annet problem med luserapporteringene er om fisken som blir hentet ut av merdene og telt lus på kan anses som et representativt utvalg. Både for biomasserapportering og lusetelling er man avhengig av å hente ut et utvalg av fisk for å finne gjennomsnittsvekten eller gjennomsnittlig antall hunnlus per fisk. Dette blir så generalisert for å gjelde for hele merden. I dag finnes det teknologi som automatiserer målinger av gjennomsnittlig voksen hunnlus per fisk og biomasse ved hjelp av sensorer som for eksempel Stingray-systemet (*Stingray-systemet*, 2024). Det meste av målingene foretas derimot ennå med manuelle tellinger. I en oppdrettsmerd kan det stå oppimot 200 000 fisk og det vil være utfordrende å hente ut tilstrekkelig med fisk til å få et presist totalt biomasse estimat i merden (Høy et al., 2013). For telling av lakselus trenger oppdretterne å kun telle lus på minimum 10 fisk og minimum 20 fisk i perioden med redusert lusegrenselse ifølge *Forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg* (2012). Telling av lus på minimum 10 til 20 fisk i en merd hvor det kan være oppimot 200 000 fisk kan ikke anses som et godt representativt utvalg. Rapporten fra NINA fant at selv om man telte lus på opptil 100 fisk kunne heller ikke dette anses som et representativt utvalg som følge av at lakselus ikke er normalfordelt på fisk i en merd, og resultatet fra disse tellingene kan kun anses som et estimat og ikke et representativt gjennomsnitt (Solberg et al., 2018). Det er disse lusetellingene modellene bruker som avhengig variabel. At gjennomsnittet fra tellingene ikke kan sees på som representativt gjør derfor at modellene potensielt ikke kan anses som en representativ beskrivelse av variablene, men heller som et estimat. Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus (GH/F) i modellen

er basert på ca. 208 500 tellinger som er foretatt fra januar 2017 til januar 2024. Datasettet som modellen bruker har tatt det månedlige gjennomsnittet av disse tellingene for hvert av de 13 produksjonsområdene og samlet de til et datasett med 975 datapunkter. Selv om tellingene i seg selv ikke kan sies å komme fra et representativt utvalg fra merdene er det håpet at det er mulig å få et mer representativt utvalg ved å ta alle disse tellingene å samle dem til et månedlig gjennomsnitt for hvert produksjonsområde. Resultatene til modellen er håpet at kan være nært resultatene modellene hadde gitt hadde de vært basert på data fra et representativt utvalg. Når det kommer til rapporteringene av avlusninger burde avlusningene være rapportert på det tidspunktet de ble foretatt for at modellen skal bli så korrekt som mulig. Ettersom modellene kun inkluderer langtidseffektene av avlusinger, tåler modellene noen feilrapporteringer så lenge riktig avlusingsmetode er rapportert innenfor korrekt måned.

6.3.2 Modell

6.3.2.1 Endogene variabler

Som tidligere diskutert kan gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger per fisk (GH/F) i modellen være en endogen variabel av biomasse eller antall fisk hvis oppdrettere regulerer intensiteten av avlusninger for å kontrollere for variasjoner i tetthet av biomasse eller antall fisk. Endogene uavhengige variabler i en modell gjør det utfordrende å si nøyaktig hvilken uavhengige variabel som påvirker den avhengige variabelen og hvordan (Petersen, 2001). I tillegg kan inkluderingen av en uavhengig endogen variabel i modellen gi resultater hvor en uavhengig variabel virker å påvirke den avhengige variabelen på tross av at de to variablene ikke har noen direkte kausal sammenheng eller motsatt (Elwert & Winship, 2014). Som tidligere diskutert kan tetthet av biomasse dermed ha signifikant påvirkning på GH/F, men ettersom gjennomsnittlig ukentlig antall avlusninger også er inkludert i modellen motvirker dette effektene tetthet har av biomasse har på GH/F. Dette kan derfor gi en feil indikasjon om at tetthet i biomasse ikke har noen påvirkning på GH/F i produksjonsområdene.

Det er sannsynlig at en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet påvirker tetthet av biomasse og tetthet av antall fisk, og tetthetsvariablene er derfor endogene variabler av reduksjon i maksimalt tillatt biomasse variabelen. Grunnen til at modellen beregner mindre GH/F i områder som har fått reduksjon kan derfor komme av at den maksimale tettheten av biomasse har blitt redusert og ikke andre årsaker som investeringer i driftsformer og produksjonsteknologi for å redusere GH/F. Derimot varierer tetthet av biomasse og tetthet av fisk såpass mye innad i produksjonsområdene basert på sesong at dette muligens ikke vil være en stor faktor i beregningen av modell B og modell F. Avlusninger

kan også være en endogen variabel av reduksjon i MTB hvis oppdrettere velger å kompensere for en reduksjon som følge av en høy vurdering ved å intensivere mengden avlusninger. Dette kan også utfordre beregningen av hvordan en reduksjon i maksimalt tillatt biomasse påvirker GH/F.

6.3.2.2 Mulige utelatte variabler

Som tidligere nevnt beregner modellen kun påvirkningen langtidseffektene av avlusninger har på GH/F og tar ikke hensyn til den umiddelbare reduksjonen avlusninger har på GH/F. GH/F varierer vesentlig i løpet av et år. Begge modellene viste et mønster hvor tidseffektene januar, februar, mars, mai, juni og juli var signifikante tilnærmet hvert år. Dette betyr at i disse månedene skjer det endringer i GH/F som modellene antar at ikke er påvirket av de uavhengige variablene. Den mest åpenbare utelatte variabelen som kan forårsake dette er korttidseffektene av avlusninger. Andre potensielt utelatte variabler som kan påvirke GH/F er utsett av fisk og saltholdighet. Utsett av fisk er forventet å kunne påvirke GH/F negativt ettersom utsett fører til flere fisk i sjøen, hvor den ny-utsatte fisken ikke har stått lenge nok til å bli infisert av lus. Som tidligere diskutert er det derimot stor sannsynlighet for at tetthet av fisk fanger opp effektene av utsett og det er en del av grunnen til at tetthet av fisk er beregnet med en negativ, signifikant koeffisient. Saltholdighet kan påvirke hvor i vannlaget lakselusen står. På grunn av fjordsystemene i Norge kan saltholdigheten i topplaget variere fra lokalitet til lokalitet. Samtidig påvirker saltholdighet hvor i vannlaget lakselusen oppholder seg (Dalvin & Oppedal, 2019). Hvilken saltholdighet som hver lokalitet har, kan derfor påvirke lusens evne til å finne og feste seg til en vert avhengig av om lakselusen oppholder seg i den delen av vannmassene som laksen oppholder seg. Saltholdighet kan derfor også være en mulig utelatt variabel som kan påvirke sluttresultatet til modellen.

Som nevnt i seksjon 4 inneholder datasettet *Tiltak mot lus* (2024) også mer preventive og dempende avlusningsmetoder enn avlusningsmetodene som er inkludert i oppgavens datasett. Datasettet brukt i oppgaven inneholder kun termiske og mekaniske avlusningstiltak i tillegg til ferskvannsbehandling og bruk av bademidler. Disse avlusningsmetodene ønsker å fjerne lus som allerede er på fisken med en enkelt handling (Aldrin et al., 2023). De avlusningsmetodene som ikke er inkludert i oppgavens datasett, men som var tilgjengelig i *tiltak mot lus* er bruk av rensefisk og fôrbehandling. Disse to metodene kunne ikke blitt inkludert i oppgavens avlusningsvariabel ettersom de ikke fjerner lus som er på fisken med en enkelt handling. Fôrbehandling blir oftest gitt til fisk i begynnelsen av produksjonsperioden i sjø for å beskytte mot- og dempe lusepåslag på fisken (Poley et al., 2013). På denne måten

forsøker man å forhindre at det blir nødvendig å foreta avlusninger tidlig i produksjonssyklusen når fisken potensielt ikke er robust nok ennå til å håndtere avlusningsmetodene som er inkludert i datasettet. Fôrbehandling blir derfor oftest gitt til fisk som ikke i noen stor grad har blitt påvirket av lakselus. Det vil derfor være utfordrende å måle noen reduserende effekt av fôrbehandling uten en kontrollgruppe. Rensefisk blir satt ut helt i begynnelsen av produksjonssyklusen, ofte før det har blitt satt ut laks i akvakulturlokaliteten. I tillegg står rensefisken sammen med laksen gjennom hele produksjonssyklusen. Derfor blir det også utfordrende å måle effekten rensefisk har på GH/F uten noen form for kontrollgruppe.

Tilnærmet alle enhetseffektene, med unntak av produksjonsområde 1 og 13 i modell B var signifikante. Dette betyr at det er vesentlige forskjeller i GH/F i produksjonsområdene som modellene ikke plukker opp og blir derfor fanget av enhetseffektene. Det er tenkelig at disse forskjellene kommer av forskjeller i lokalitetsstruktur og tetthet av oppdretts lokaliteter mellom produksjonsområdene. Lokalitetsstruktur og tetthet mellom lokalitetene er tenkt å kunne ha en vesentlig effekt på spredning av hunnlus og andre sykdommer (Huserbråten et al., 2020). Strømforhold og geografiske forskjeller mellom produksjonsområdene kan også forårsake at enhetseffektene er signifikant i modellene.

6.3.3 Forbedringspunkter til modellen

Modell B og modell F kan anses å gi en indikasjon på hvordan de uavhengige variablene påvirker GH/F i produksjonsområdene. Derimot kunne modellene mulig vært mer nøyaktig hvis datamaterialet modellene er basert på hadde vært mer pålitelig. For å gjøre datasettet så pålitelig som mulig med det gjeldende datamaterialet har datapunktene blitt samlet til et månedlig gjennomsnitt for hvert produksjonsområde som modellene er beregnet på. Modellen lyktes ikke å beskrive kortidseffektene avlusninger har på GH/F og dette er mest sannsynlig grunnen til at modellen hadde et mønster av de samme signifikante månedlige tidseffektene av endringer i GH/F som ikke kunne bli forklart ved hjelp av de uavhengige variablene i modell B og modell F. Hadde det vært mulig å inkludere kortidseffektene avlusninger har på GH/F uten å risikere gjensidig avhengighet mellom disse to variablene kunne presisjonen til modellen blitt forbedret. Som tidligere nevnt kunne man ha inkludert to til modeller med en eksponentiell formel til temperaturvariabelen hvis man ønsket å se nærmere på hvordan temperatur påvirker GH/F, men ettersom oppgaven ikke har hatt som hovedformål å

undersøke temperatur sin effekt på GH/F har en lineær formel vært ansett å være tilstrekkelig til oppgavens formål.

At datamaterialet kun inneholder 3 produksjonsområder som har fått en reduksjon i MTB som følge av en høy vurdering i trafikklyssystemet kan ikke sies å være en feilkilde, men heller en svakhet i datamaterialet som burde nevnes. På grunn av dette har modell B og modell F kun data fra 3 produksjonsområder som kan bli brukt til å beregne koeffisientene til reduksjon i MTB. For beregning av denne uavhengige variabelen ville det vært en fordel hvis flere produksjonsområder hadde fått en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning. Derimot ønsker man ikke at flere produksjonsområder skal få en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning i fremtiden. Hvis flere produksjonsområder derimot får en reduksjon i fremtiden kan det ha en hensikt å kjøre modellene på ny for å ha flere produksjonsområder å beregne reduksjon i MTB variabelen på. Dette vil være spesielt relevant hvis det ikke har skjedd noen vesentlige endringer i hvordan man regulerer oppdretternes utslipp av lakselus i vannmassene.

7 Konklusjon

Oppgaven har forsøkt å finne svar på om trafikklyssystemet gir oppdrettere tilstrekkelig med insentiver til å forhindre at deres miljøpåvirkning øker i takt med økt produksjonskapasitet. I tillegg har oppgaven sett nærmere på om det forekommer en vesentlig endring i oppdretteres miljøpåvirkning når de opplever å få reduksjon i MTB i sitt produksjonsområde, og om dette kommer av forsterkede insentiver fra trafikklyssystemet. Ved å se på trender i GH/F før og etter trafikklyssystemet ble implementert kan det tyde på at trafikklyssystemet i seg selv ikke har hatt noen vesentlig effekt på GH/F i produksjonsområdene. Både modell B med biomasse per km² som tetthetsvariabel og modell F med antall fisk per km² som tetthetsvariabel anvendt i oppgaven beregnet at produksjonsområder som har fått en reduksjon i maksimalt tillatt biomasse hadde signifikant mindre GH/F etter produksjonsområdet hadde fått en reduksjon.

Det eksisterer flere faktorer som kan forårsake feilberegninger i modellene som endogene uavhengige variabler, utelatte variabler og problemer med representativiteten og validiteten til datamaterialet modellene er basert på. Modellene gir likevel en indikasjon på hvordan de uavhengige variablene påvirker GH/F i produksjonsområdene og ved hjelp av å sammenlikne modellene, visualiseringer av datamaterialet og relevant litteratur kan man få en god

indikasjon på hvordan en reduksjon i MTB som følge av en høy miljøpåvirkning i trafikklyssystemet vil påvirke GH/F, i tillegg til hvilke grunner dette kan være forårsaket av.

Resultatene til oppgaven indikerer at trafikklyssystemet gir oppdrettere forsterkede insentiver til å redusere sin miljøpåvirkning når trafikklyssystemet vurderer oppdretterne til å ha en høy miljøpåvirkning og de får en reduksjon i MTB som følge av dette. Derimot åpner trafikklyssystemet for et gratispassasjer-problem hvor oppdrettere muligens vil velge å utsette investeringer i bedre driftsformer og produksjonsteknologi for å dempe sin miljøpåvirkning ettersom de vil være mer tjent med at andre oppdrettere i produksjonsområdet tar denne kostnaden. Det synes at noen av produksjonsområdene som ikke har fått en reduksjon i MTB fortsetter å øke sin miljøpåvirkning etter implementeringen av trafikklyssystemet. Det kan derfor virke som at trafikklyssystemet i seg selv ikke gir oppdrettere sterke nok insentiver til å holde sitt miljømessige fotavtrykk statisk eller reduktivt samtidig som produksjonen øker, og det kreves en «smekk på fingeren» i form av en reduksjon i MTB for at insentivene skal bli vesentlige nok til å dempe oppdretternes miljøpåvirkning i produksjonsområdene.

Man kan med dette stille spørsmål om hvor godt trafikklyssystemet faktisk fungerer til å forhindre at oppdretternes miljøpåvirkning i et produksjonsområde blir for høyt, når systemet i seg selv ikke gir oppdretterne noe særlig insentiv til å redusere sin miljøpåvirkning før oppdretterne allerede har en uakseptabelt høy miljøpåvirkning i produksjonsområdene. Oppdretterne vil også få 6% vekst uavhengig av hvor mye lus hvert enkelt oppdrettsanlegg slipper ut så lenge den samlede miljøeffekten på miljøindikatoren ikke overskrides. På denne måten vil til slutt alle produksjonsområdene ende opp med å enten ha en høy miljøpåvirkning eller en moderat miljøpåvirkning. Når systemet i seg selv legger opp til at produksjonsområder beveger seg fra en lav, akseptabel miljøpåvirkning til en moderat eller høy uakseptabel påvirkning kan det bli utfordrende å forsvare en påstand om at trafikklyssystemet fungerer godt i sin hensikt til å skape bærekraftig vekst i oppdrettsnæringen.

8 Referanseliste

- Ådlandsvik, B. (2015). *Forslag til produksjonsområder i norsk lakse- og ørretoppdrett* (1893-4536). Havforskningsinstituttet.
- Aldrin, M., Huseby, R. B., Stige, L. C. & Helgesen, K. O. (2023). Estimated effectiveness of treatments against salmon lice in marine salmonid farming. *Aquaculture*, 575, 739749. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2023.739749>
- Andersen, L. B., Grøsvik, B. E., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Hansen, P. K., Husa, V., Sandlund, N., Stien, L. H. & Solberg, M. F. (2023). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2023 — Produksjonsdødelighet hos oppdrettsfisk og miljøeffekter av norsk fiskeoppdrett*. Havforskningsinstituttet.
- Anderson, R. M. & May, R. M. (1978). Regulation and Stability of Host-Parasite Population Interactions: I. Regulatory Processes. *Journal of Animal Ecology*, 47(1), 219-247. <https://doi.org/10.2307/3933>
- Anderson, R. M. & May, R. M. (1979). Population biology of infectious diseases: Part I. *Nature*, 280(5721), 361-367. <https://doi.org/10.1038/280361a0>
- Anon. (2007). *Strategi for en konkurransedyktig norsk havbruksnæring*. F.-o. kystdepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/strategi-for-en-konkurransedyktig-norsk-/id478970/>
- Anon. (2011a). *Effektiv og bærekraftig arealbruk i havbruksnæringen : areal til begjær* (9788292075050). Fiskeri- og kystdepartementet.
- Anon. (2011b). *Høringsvar vedrørende rapport "effektiv og bærekraftig arealbruk i havbruksnæringen"* (Havforskningsinstituttet, Issue. <https://www.regjeringen.no/contentassets/e047d12722fb4ab1a1720127f0f3aa16/havforskningsinstituttet.pdf?uid=Havforskningsinstituttet>
- Anon. (2013). *Verdens fremste sjømatnasjon*. N. o. fiskeridepartementet.
- Anon. (2015). *Meld. St. 16 2014-2015 Forutsigbar og miljømessig bærekraftig vekst i norsk lakse- og ørretoppdrett*. N. o. fiskeridepartementet. <https://www.regjeringen.no/contentassets/6d27616f18af458aa930f4db9492fbc5/no/pdfs/stm201420150016000dddpdfs.pdf>
- Anon. (2016, 2023). *Fiskehelse - forklaring og bruksanvisning*. Hentet 11.03.2024 fra <https://www.barentswatch.no/artikler/fiskehelse-forklaring-og-bruksanvisning/>
- Anon. (2020). *Mandat Styringsgruppen*. [https://trafikklyssystemet.no/Portals/3/Publikasjoner/2020%20Mandat%20Styringsgruppen%20180520%20\(1\).pdf?ver=x3xCrnlaQOJKGI_FLz30GQ%3d%3d](https://trafikklyssystemet.no/Portals/3/Publikasjoner/2020%20Mandat%20Styringsgruppen%20180520%20(1).pdf?ver=x3xCrnlaQOJKGI_FLz30GQ%3d%3d)
- Anon. (2023). *Helhetlig forvaltning av akvakultur for bærekraftig verdiskapning*. NOU. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2023-23/id2995224/>
- Arellano, M. (1987). PRACTITIONERS' CORNER: Computing Robust Standard Errors for Within-groups Estimators. *Oxford bulletin of economics and statistics*, 49(4), 431-434. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0084.1987.mp49004006.x>
- Berk, J. B. (1999). A Simple Approach for Deciding When to Invest. *The American economic review*, 89(5), 1319-1326. <https://doi.org/10.1257/aer.89.5.1319>
- Biomassestatistikk 2017-2024*. (2024). Fiskeridirektoratet. <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Biomassestatistikk/Biomassestatistikk-etter-produksjonsomraade>
- Breusch, T. S. & Pagan, A. R. (1979). A Simple Test for Heteroscedasticity and Random Coefficient Variation. *Econometrica*, 47(5), 1287-1294. <https://doi.org/10.2307/1911963>

- Broch, O. J., Klebert, P., Michelsen, F. A. & Alver, M. O. (2020). Multiscale modelling of cage effects on the transport of effluents from open aquaculture systems. *PLOS ONE*, 15(3), e0228502-e0228502. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228502>
- Croissant, Y. & Millo, G. (2008). Panel Data Econometrics in R : The plm Package. *Journal of statistical software*, 27(2), 1-43. <https://doi.org/10.18637/jss.v027.i02>
- Dalvin, S. & Oppedal, F. (2019). *Utvikling av lakselus ved ulike temperaturer og lys - TEMPLUS*. Havforskningsinstituttet.
- Elwert, F. & Winship, C. (2014). Endogenous Selection Bias: The Problem of Conditioning on a Collider Variable. *Annu Rev Sociol*, 40(1), 31-53. <https://doi.org/10.1146/annurev-soc-071913-043455>
- Fields, D. M., Skiftesvik, A. B. & Browman, H. I. (2018). Behavioural responses of infective - stage copepodids of the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*, Copepoda:Caligidae) to host - related sensory cues. *J Fish Dis*, 41(6), 875-884. <https://doi.org/10.1111/jfd.12690>
- Forskrift om bekjempelse av lakselus i akvakulturanlegg*. (2012). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-12-05-1140>
- Forskrift om drift av akvakulturanlegg (akvakulturdriftsforskriften)* (48b). (2008). <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2008-06-17-822>
- Forskrift om tillatelse til akvakultur for laks, ørret og regnbueørret (laksetildelingsforskriften)*. (2022). https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2022-11-07-1929/KAPITTEL_8#KAPITTEL_8
- Grefsrud, E. S., Andersen, L. B., Bjørn, P. A., Grøsvik, B. E., Hansen, P. K., Husa, V., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Samuelsen, O. B., Sandlund, N., Solberg, M. F. & Stien, L. H. (2022). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022 - risikovurdering — Effekter på miljø og dyrevelferd i norsk fiskeoppdrett*. Havforskningsinstituttet.
- Grefsrud, E. S., Svåsand, T., Glover, K., Husa, V., Hansen, P. K., Samuelsen, O. B., Sandlund, N. & Stien, L. H. (2019). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2019 - Miljøeffekter av lakseoppdrett*. Havforskningsinstituttet.
- Grolemund, G. & Wickham, H. (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of statistical software*, 40(3). <https://doi.org/10.18637/jss.v040.i03>
- Grønvik, O. M., Grünfeld, L. A., Alvestad, R., Espmark, Å. M. O. & Rognsås, L. L. (2022). *Virkemidler for redusert fiskedødelighet i oppdrettsnæringen*. Menon Economics.
- Hamre, L. A., Bui, S., Oppedal, F., Skern-Mauritzen, R. & Dalvin, S. (2019). Development of the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* parasitic stages in temperatures ranging from 3 to 24°C. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 429-443. <https://doi.org/10.3354/aei00320>
- Hanck, C., Arnold, M., Gerber, A. & Schmelzer, M. (2021). *Introduction to Econometrics with R*. Universität Duisburg-Essen.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science (American Association for the Advancement of Science)*, 162(3859), 1243-1248. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>
- Hausman, J. A. (1978). Specification Tests in Econometrics. *Econometrica*, 46(6), 1251-1271. <https://doi.org/10.2307/1913827>
- Henningsen, A. & Henningsen, G. (2019). Chapter 12 - Analysis of Panel Data Using R. I M. Tsionas (Red.), *Panel Data Econometrics* (s. 345-396). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814367-4.00012-5>
- Hlavac, M. (2022). *stargazer: Well-Formatted Regression and Summary Statistics Tables*. <https://CRAN.R-project.org/package=stargazer>

- Homans, F. R. & Wilen, J. E. (1997). A Model of Regulated Open Access Resource Use. *Journal of environmental economics and management*, 32(1), 1-21.
<https://doi.org/10.1006/jeem.1996.0947>
- Høringsnotat - implementering av Meld. St. 16 (2014-2015), (2016).
- Hothorn, T. (2002). Diagnostic checking in regression relationships. *R news*, 2(3), 7-10.
- Høy, E., Sunde, L. M. & Vanhauwaert Bjelland, H. (2013). Hvor mye laks er det egentlig i merden. *Norsk Fiskeoppdrett*, 38(2).
https://www.sintef.no/globalassets/upload/fiskeri_og_havbruk/havbruksteknologi/exactus/dokument/exactus-nfo-artikkel_paaskrift.pdf
- Høyre, F. (2013). *Politisk plattform*
<https://res.cloudinary.com/hoyre/images/v1647850508/Nye%20hoyre.no/Hovedside/Sundvolden-plattformen/Sundvolden-plattformen.pdf?i=AA>
- Huserbråten, M. B. O., Ådlandsvik, B., Bergh, Ø., Grove, S., Karlsen, Ø., Taranger, G. L., Qviller, L., Dean, K. R., Jensen, B. B. & Johnsen, I. A. (2020). *Endret lokalitetsstruktur i produksjonsområde 3 - vurdert virkning på spredning av lakselus, pankreassykdom og infektøs lakseanemi*. Havforskningsinstituttet.
- Jacobsen, D. I. (2015). *Hvordan gjennomføre undersøkelser? : innføring i samfunnsvitenskapelig metode* (3. utg. utg.). Cappelen Damm akademisk.
- Kaufman, R. L. (2013). Heteroskedasticity in Regression: Detection and Correction. I. SAGE Publications, Inc. <https://doi.org/10.4135/9781452270128>
- Kragesteen, T. J., Simonsen, K., Visser, A. W. & Andersen, K. H. (2019). Optimal salmon lice treatment threshold and tragedy of the commons in salmon farm networks. *Aquaculture*, 512, 734329.
- Kristoffersen, A. B., Qviller, L., Helgesen, K. O., Vollset, K. W., Viljugrein, H. & Jansen, P. A. (2018). Quantitative risk assessment of salmon louse-induced mortality of seaward-migrating post-smolt Atlantic salmon. *Epidemics*, 23, 19-33.
<https://doi.org/10.1016/j.epidem.2017.11.001>
- Lakselus. (2024). <https://www.barentswatch.no/nedlasting/fishhealth/lice>
- Lov om akvakultur (akvakulturloven). (2006). https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2005-06-17-79/KAPITTEL_3#KAPITTEL_3
- Midway, S. (2022). *Data analysis in R*. https://bookdown.org/steve_midway/DAR/
- Milinski, M., Semmann, D. & Krambeck, H.-J. (2002). Reputation helps solve the 'tragedy of the commons'. *Nature*, 415(6870), 424-426. <https://doi.org/10.1038/415424a>
- Myksvoll, M. S., Sandvik, A. D., Albretsen, J., Asplin, L., Johnsen, I. A., Karlsen, Ø., Kristensen, N. M., Melsom, A., Skardhamar, J. & Ådlandsvik, B. (2018). Evaluation of a national operational salmon lice monitoring system—From physics to fish. *PLOS ONE*, 13(7), e0201338. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201338>
- Pesaran, M. H. (2004). General Diagnostic Tests for Cross Section Dependence in Panels. I. Faculty of Economics.
- Petersen, T. (2001). Endogeneity: Methodology. I N. J. Smelser & P. B. Baltes (Red.), *International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences* (s. 4511-4513). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043076-7/00778-6>
- Poley, J., Purcell, S. L., Igboeli, O. O., Donkin, A., Wotton, H. & Fast, M. D. (2013). Combinatorial effects of administration of immunostimulatory compounds in feed and follow-up administration of triple-dose SLICE® (emamectin benzoate) on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., infection with *Lepeophtheirus salmonis*. *J Fish Dis*, 36(3), 299-309. <https://doi.org/10.1111/jfd.12062>
- Produksjonsområdeforskriften*. (2017). N.-o. fiskeridepartementet.

- Produksjonsområder*. (2021). <https://open-data-fiskeridirektoratet-fiskeridir.hub.arcgis.com/datasets/134cdb6728e54b64b32860970a0b50bf/explore?showTable=true>
- R-Core-Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Regjeringen skrur på trafikklyset*. (2017). Hentet 05.09.2024 fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumentarkiv/regjeringen-solberg/aktuelt-regjeringen-solberg/nfd/pressemeldinger/2017/regjeringen-skrur-pa-trafikklyset/id2577032/>
- Samsing, F., Oppedal, F., Dalvin, S., Johnsen, I., Vågseth, T. & Dempster, T. (2016). Salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) development times, body size, and reproductive outputs follow universal models of temperature dependence. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 73(12), 1841-1851. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0050>
- Samsing, F., Oppedal, F., Johansson, D., Bui, S. & Dempster, T. (2014). High host densities dilute sea lice *Lepeophtheirus salmonis* loads on individual Atlantic salmon, but do not reduce lice infection success. *Aquaculture Environment Interactions*, 6(1), 81-89. <https://doi.org/10.3354/aei00118>
- Sandvik, A. D., Bui, S., Huserbråten, M., Karlsen, Ø., Myksvoll, M. S., Ådlandsvik, B. & Johnsen, I. A. (2021). The development of a sustainability assessment indicator and its response to management changes as derived from salmon lice dispersal modelling. *ICES journal of marine science*, 78(5), 1781-1792. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab077>
- Solberg, I., Finstad, B., Berntsen, H. H., Diserud, O. H., Frank, K., Helgesen, K. O., Jeong, J., Kristoffersen, A. B., Nytrø, A. V., Revie, C. W., Sivertsgård, R., Solvang, T., Sunde, L. M., Thorvaldsen, T., Uglem, I. & Mo, T. A. (2018). *Kartlegging og testing av metodikk for telling av lakselus og beregning av luseforekomst (1504-33129788242632791,8242632790)*. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA).
- Stingray-systemet*. (2024). Hentet 24.04.24 fra <https://www.stingray.no/avlusing-med-laser/>
- Taranger, G. L. (2012). *Forslag til førstegenerasjons målemetode for miljøeffekt (effektindikatorer) med hensyn til genetisk påvirkning fra oppdrettslaks til villaks, og påvirkning av lakselus fra oppdrett på villlevende laksefiskbestander (Bd. nr. 7-2012)*. Veterinærinstituttet.
- Tiltak mot lus*. (2024). <https://www.barentswatch.no/nedlasting/fishhealth/treatments>
- van Walraven, N., Fjørtoft, H. B. & Stene, A. (2021). Less is more: Negative relationship between biomass density and sea lice infestation in marine salmon farming. *Aquaculture*, 539, 736602. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736602>
- Vollset, K. W., Nilsen, F., Ellingsen, I., Karlsen, Ø., Paterson, R. A., Qviller, L., Skardhamar, J., Stige, L. C., Ugedal, O. & Lien, V. S. (2023). Produksjonsområdebasert vurdering av lakselusindusert villfiskdødelighet i 2023.
- Vossen, V. (2024). *The Random Effects Model*. Hentet 03.04.2024 fra <https://tilburgsciencehub.com/topics/analyze/causal-inference/panel-data/random-effects/#two-way-random-effects-model>
- Walde, C. S., Bang Jensen, B., Pettersen, J. M. & Stormoen, M. (2021). Estimating cage-level mortality distributions following different delousing treatments of Atlantic salmon (*salmo salar*) in Norway. *Journal of Fish Diseases*, 44(7), 899-912. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jfd.13348>
- Walde, C. S., Stormoen, M., Pettersen, J. M., Persson, D., Røsæg, M. V. & Bang Jensen, B. (2022). How delousing affects the short-term growth of Atlantic salmon (*Salmo salar*).

- Aquaculture*, 561, 738720.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738720>
- Westeren, K. I., Rysstad, S. & Økonomi, N. (1994). Miljøøkonomi. I *Ressurs- og miljøøkonomi*. Rogaland mediesenter.
- White, H. (1980). A Heteroskedasticity-Consistent Covariance Matrix Estimator and a Direct Test for Heteroskedasticity. *Econometrica*, 48(4), 817-838.
<https://doi.org/10.2307/1912934>
- Wickham, H. (2009). *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (1. Aufl. utg.). New York, NY: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-98141-3>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T., Miller, E., Bache, S., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K. & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of open source software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Winther, U., Richardsen, R., Brandvik, R. K., Liabø, L., Viken, A., Bull-Berg, H. & Vik, L. H. (2015). *Forutsigbar og bærekraftig vekst i havbruksnæringen. En vurdering av samfunnsøkonomiske konsekvenser* (9788214058680,8214058686). SINTEF Fiskeri og havbruk.
- Zeileis, A. & Grothendieck, G. (2005). zoo : S3 Infrastructure for Regular and Irregular Time Series. *Journal of statistical software*, 14(6). <https://doi.org/10.18637/jss.v014.i06>
- Zeileis, A., Koll, S. & Graham, N. (2020). Various Versatile Variances: An Object-Oriented Implementation of Clustered Covariances in R. *Journal of statistical software*, 95(1), 1-36. <https://doi.org/10.18637/jss.v095.i01>

Vedlegg

Introduksjon

I oppgavens vedlegg vil resultatene fra random effects modellen og testing av forutsetningene til random og time-fixed effects modellen bli presentert. I tillegg presenteres også R-koden som har blitt brukt til å sortere datamaterialet og lage modellene med hvis noen vil kjøre modellene på et senere tidspunkt for å se om dette gir liknende resultater.

Sortering av data

Kildene til datamaterialet som ble brukt oppdateres jevnlig etter hvert som det blir rapportert inn mer data fra oppdrettere. Datamaterialet kan hentes inn på ny på et senere tidspunkt og kjøres gjennom R koden for å undersøke om modellene gir samme resultat med data over en lengre tidsperiode. Det kreves en viss forståelse i R for å forstå nøyaktig hva som har blitt gjort i sorteringen av datamaterialet og dataanalysen, men det vil følge med en overordnet

forklaring for hva som har blitt gjort i hver del av R koden. Datamaterialet og variablene fra datamaterialet som ble brukt i oppgavens datasett vil igjen bli kort presentert.

Datasett med tellinger av lakselus per fisk fra oppdrettere og målt temperatur på 3 meters dybde hver uke (*Lakselus*, 2024). Månedlige innrapporteringer av kilo biomasse i oppdrettsanleggene og antall fisk (*Biomassestatistikk 2017-2024*, 2024). Innrapporterte avlusninger som har blitt foretatt inndelt etter kategori (*Tiltak mot lus*, 2024). For å lage tetthetsvariablene av biomasse og antall fisk ble informasjon om totalt sjøareal i produksjonsområdene brukt (*Produksjonsområder*, 2021).

R-studio kode

Til å kjøre koden til oppgaven har R blitt brukt (R-Core-Team, 2022).

```
library(lubridate)
```

```
library(tidyverse)
```

Figur 18: bibliotek som ble brukt til sortering av datamaterialet (Golemund & Wickham, 2011; Wickham et al., 2019).

```
8 dat <- read_csv("lakselus_per_fisk2012_2024.csv")
9
10 dat <- dat %>% filter(År >=2017)
11
12 dat <- dat %>% mutate("dato"= make_date(year = dat$År) + weeks(dat$Uke))
13
14 dat <- arrange(dat, dato)
15
16 dat <- dat %>% mutate("måned"= as.yearmon(dat$dato, format= "%Y-%m-%d"))
17
18 dat<- dat %>% group_by(måned, ProduksjonsområdeId,År) %>% summarise("hunnlus_snitt" = mean(`voksne hunnlus`,na.rm = TRUE),
19                                     "temp_snitt"=mean(Sjøtemperatur, na.rm = TRUE))
20
21 dat <- dat %>% drop_na(ProduksjonsområdeId)
22
23 #####
24
25 tilt <- read_csv("tiltak_mot_lakselus_2.csv")
26
27 tilt <- tilt %>% filter(År >=2017)
28
29 tilt <- tilt %>% mutate("dato"=make_date(year=tilt$År)+weeks(tilt$Uke))
30
31 tilt <- tilt %>% mutate("måned"= as.yearmon(tilt$dato, format= "%Y-%m-%d"))
32
33 tilt <- arrange(tilt, dato)
34
35 tilt <- tilt %>% group_by(Uke,måned, ProduksjonsområdeId) %>% count(Tiltak)
36
37 tilt <- tilt[!grep("rensefisk", tilt$Tiltak),]
38
39 tilt <- tilt %>% pivot_wider(names_from = Tiltak, values_from = n)
40
41 tilt <- tilt %>% group_by(måned,ProduksjonsområdeId)%>% summarise("mekanisk_snitt"=mean(`mekanisk fjerning`),"medik_snitt"=mean(medikamente1))
42
43 tilt <- tilt %>% drop_na(ProduksjonsområdeId)
44
45 tilt$mekanisk_snitt <- tilt$mekanisk_snitt %>% replace(is.na(.),0)
46
47 tilt$medik_snitt <- tilt$medik_snitt %>% replace(is.na(.),0)
48
```

Figur 19: sortering av lakselus (2024) og tiltak mot lus (2024).

```

75
76 datf <- left_join(dat,tilt, by=c("måned","ProduksjonsområdeId", "År"))
77
78 datf$tiltak_snitt <- datf$tiltak_snitt %>% replace(is.na(.),0)
79

```

Figur 20: Kombinering av lakselus og tiltak mot lakselus.

```

81
82 bio <- read.csv("biostat_v2.csv", sep=";")
83
84 bio <- as_tibble(bio)
85
86 bio <- bio %>% subset( select = -c(PO_NAVN, ARTSID,UTSETTSÅR, UTSETT_SMOLT_STK, FORFORBRUK_KG,UTTAK_STK, UTTAK_KG,UTKAST_STK, RØMMING_STK, ANDRE_STK ))
87
88 bio<-bio %>% mutate("dato"=make_date(year=bio$ÅR, month=bio$MÅNED_KODE))
89
90 bio <- bio %>% mutate("måned"= as.yearmon(bio$dato, format= "%Y-%m-%d"))
91
92 bio <- bio %>% subset(select = c(måned, BIOMASSE_KG, PO_KODE, BEHFISK_STK, ÅR))
93
94 bio <- bio %>% filter(PO_KODE != "(null)")
95
96 bio <- bio %>% group_by(måned, PO_KODE, ÅR) %>% summarise("bio"=sum(BIOMASSE_KG/1000), "antall_fisk"=sum(BEHFISK_STK))
97
98 bio <- bio %>% rename(ProduksjonsområdeId=PO_KODE)
99
100 bio <- bio %>% rename(År=ÅR)
101
102 bio <- bio %>% filter(ProduksjonsområdeId != "(null)")
103
104 bio$ProduksjonsområdeId <- as.double(bio$ProduksjonsområdeId)
105

```

Figur 21: Sortering av Biomassestatistikk 2017-2024 (2024).

```

108 datf<- left_join(datf, bio, by=c("måned","ProduksjonsområdeId", "År"))
109
110 datf <- arrange(datf, ProduksjonsområdeId)
111
112 datf$bio <- datf$bio %>% replace(is.na(.),69)
113
114 datf <- datf %>% filter(bio!=69)
115
116 datf <- datf %>% filter(måned != "jan 2024")
117

```

Figur 22: Kombinasjon av biomasse, og lakselus/tiltak mot lus.

```

47 dat$ProduksjonsområdeId <- as.factor(dat$ProduksjonsområdeId)
48
49 ar <- read_csv("areal.csv")
50
51 ar <- ar %>% subset(select = c("sjoareal", "id"))
52
53 ar <- ar %>% rename(ProduksjonsområdeId=id)
54
55 ar$ProduksjonsområdeId <- as.factor(ar$ProduksjonsområdeId)
56
57 dat <- left_join(dat, ar, by = c("ProduksjonsområdeId"))
58
59 dat <- dat%>% mutate("tetthet_bio"=(bio/sjoareal))
60
61 dat <- dat%>% mutate("tetthet_fisk"=(antall_fisk/sjoareal))
62
63 dat <- dat %>% subset(select=-c(sjoareal))

```

Figur 23: Opprettelse av tetthetsvariablene ved hjelp av biomasse og antall fisk i produksjonsområdene og totalt sjøareal i produksjonsområdene fra (produksjonsområder (2021).

```

66
67 dat$År <- as.numeric(dat$År)
68
69 dat$ProduksjonsområdeId <- as.numeric(dat$ProduksjonsområdeId)
70
71 dat <- dat %>% mutate("reduksjon"=case_when(ProduksjonsområdeId>=3 & ProduksjonsområdeId<=5 & År>=2020 ~"R",
72                                             ProduksjonsområdeId>=3&ProduksjonsområdeId<=5&År<2020 ~"IR"))
73
74 dat$reduksjon <- dat$reduksjon %>% replace(is.na(.),"IR")
75
76 dat <- dat %>% subset(select = -c(År))
77
78 dat <- dat %>% relocate(reduksjon, .after = tetthet_fisk)
79
80 dat$ProduksjonsområdeId <- as.factor(dat$ProduksjonsområdeId)
81

```

Figur 24: Opprettelse av tetthetsvariabel som beskriver om et område har fått reduksjon i MTB basert på tidligere vurderinger i produksjonsområdene fra styringsgruppen.

```

37 library(zoo)
38 library(plm)
39 library(sandwich)

```

Figur 25: Bibliotek som ble brukt til dataanalysen (Croissant & Millo, 2008; Zeileis & Grothendieck, 2005; Zeileis et al., 2020).

```

88
89 fisk <- plm(hunnlus_snitt~lag(tiltak_snitt, k=6L)+ temp_snitt+
90         reduksjon+log(tetthet_fisk)+ factor(måned)
91         ,data=dat, index = c("ProduksjonsområdeId", "måned"), model = "within", effect="twoways")
92
93
94 fiskt <- plm(hunnlus_snitt~lag(tiltak_snitt, k=6L)+ temp_snitt+
95         reduksjon+log(tetthet_fisk)+ factor(måned)
96         ,data=dat, index = c("ProduksjonsområdeId", "måned"), model = "within")
97
98
99
100
101 bio<- plm(hunnlus_snitt~lag(tiltak_snitt,k=6L)+ temp_snitt+
102         reduksjon+tetthet_bio+ factor(måned)
103         ,data=dat, index = c("ProduksjonsområdeId", "måned"), model = "within", effect="twoways")
104
105 biot<- plm(hunnlus_snitt~lag(tiltak_snitt,k=6L)+ temp_snitt+
106         reduksjon+tetthet_bio+ factor(måned)
107         ,data=dat, index = c("ProduksjonsområdeId", "måned"), model = "within")
108
109
110
111 coeftest(fisk,vcovHC(fisk, type = "HC0", cluster = "group", method= "arellano"))
112
113 coeftest(bio,vcovHC(bio, type = "HC0", cluster = "group", method= "arellano"))
114
115 covf <- vcovHC(fisk, type = "HC0", cluster = "group", method= "arellano", save=TRUE)
116
117 covb <- vcovHC(bio, type = "HC0", cluster = "group", method= "arellano", save=TRUE)
118
119 robust.sef <- sqrt(diag(covf))
120
121 robust.seb<- sqrt(diag(covb))
122
123 #####

```

Figur 26: Opprettelse av time fixed effects modellene og lagring av modellene med robuste estimatorer. *effect="twoways"* ekskluderer tidseffektene i signifikans matrisen, men de uavhengige variablene er ennå kalkulert med hensyn til tidseffekter. Lagring av robuste estimatorer for modellene som har signifikansmatriser for tidseffekter lagres på samme måte.

```

124
125 fiskran <- plm(hunnlus_snitt~lag(tiltak_snitt, k=6L)+ temp_snitt+
126         reduksjon+log(tetthet_fisk)
127         ,data=dat, index = c("ProduksjonsområdeId", "måned"), model = "random", effect="twoways")
128
129 bioran <- plm(hunnlus_snitt~lag(tiltak_snitt,k=6L)+ temp_snitt+
130         reduksjon+tetthet_bio
131         ,data=dat, index = c("ProduksjonsområdeId", "måned"), model = "random", effect="twoways")
132
133 #####
134
135 phtest(fisk,fiskran)
136
137 phtest(bio,bioran)
138

```

Figur 27: random effects modellene og koden til Hausman testene


```

154 ▾ ##### rtall #####
155
156 f.sst <- with(dat, sum((hunnlus_snitt - mean(hunnlus_snitt))^2))
157
158 fisk.sse <- t(residuals(fisk)) %*% residuals(fisk)
159
160 fisk.r2 <- (f.sst-fisk.sse) /f.sst
161
162 N <- dim(dat)[1]
163
164 fr2 <- 1-(1 - fisk.r2)* ((N-1)/(N - length(coef(fisk))-1))
165
166 ▾ ## fr2 = 0.659 #####
167
168 b.sst <- with(dat, sum((hunnlus_snitt - mean(hunnlus_snitt))^2))
169
170 bio.sse <- t(residuals(bio)) %*% residuals(bio)
171
172 bio.r2 <- (b.sst-bio.sse) /b.sst
173
174 N <- dim(dat)[1]
175
176 br2 <- 1-(1 - bio.r2)* ((N-1)/(N - length(coef(bio))-1))
177
178 ## br2 = 0.651 ##
179

```

Figur 28: Siden plm pakken ikke klarer å regne ut pålitelig R-tall ble disse regnet ut manuelt

```

180 stargazer(bio,fisk,se=list(robust.seb,robust.sef),omit.stat = c("rsq","adj.rsq"), column.labels = c("Biomasse tetthet (Modell B)", "Fisk tetthet (Modell F)"),
181 report = "vc*s",type="html",out="modtotr.html",single.row = TRUE,
182 dep.var.caption = "Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk",covariate.labels=c("Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak (t-6)",
183 "Gjennomsnittlig ukentlig temperatur (\u00B0C)","Reduksjon i MTB (R)","Tonn biomasse per km2",
184 "Antall fisk per km2 (log-transformert)"),
185 dep.var.labels = " ",star.cutoffs = c(0.05,0.01,0.001),
186 add.lines = list(c("Adjusted R2s",0.651,0.659)))
201 stargazer(as.data.frame(logdat[c("hunnlus_snitt","temp_snitt","tiltak_snitt","tetthet_bio", "log_fisk","reduksjon"))], type="html",
202 title = "Deskriptiv statistikk av variabler",
203 digits = 3,summary = TRUE, covariate.labels = c("Avhengig variabel: Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk",
204 "Gjennomsnittlig ukentlig temperatur (Grader celsius)",
205 "Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak", "Tonn biomasse per kvadratkilometer",
206 "Antall fisk per kvadratkilometer (log-transformert)",
207 "Reduksjon i MTB(1=IR, 2= R)"),out = "desk_tot.html" )

```

Figur 29: Stargazer koden som ble brukt til å presentere modellene og beskrivende statistikk til datasettet (Hlavac, 2022).

I tillegg til dette ble alle visualiseringene i oppgavene laget ved hjelp av R-studio og GGplot (Wickham, 2009). Koden for dette er derimot ikke er essensiell for å gjennomføre dataanalysen og visualiseringene kan også lages i andre programmer som Excel ved å hente ut datasettet lagd i R.

Resultater fra random effects modellen med biomasse tetthet og modellen med fisk tetthet.

Resultatene fra beregningen av random effects modellene med biomasse og fisk som tetthet er vist i *tabell 9*. Ettersom forutsentingene om ingen heteroskedastisitet og tverrsnitt avhengighet også gjelder i random effects modellene er modellen beregnet med de samme robuste estimatorene som fixed effects modellene i oppgaven.

Tabell 9: resultater fra random effects modellene som ble laget i forbindelse med oppgaven.

	Gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk	
	Random effects modell	
	Biomasse tetthet (1)	Fisk tetthet (2)
Gjennomsnittlig ukentlig antall avlusningstiltak (t-6)	-0.002 (0.001)	-0.001 (0.001)
Gjennomsnittlig ukentlig temperatur (°C)	0.003* (0.002)	0.005*** (0.002)
Reduksjon i MTB (R)	-0.034** (0.013)	-0.027** (0.010)
Tonn biomasse per km ²	0.002 (0.002)	
Antall fisk per km ² (log-transformert)		0.013 (0.008)
Constant	0.092** (0.033)	-0.021 (0.068)
Observations	897	897
F Statistic	45.623***	44.176***

Note: * p<0.05; ** p<0.01; *** p<0.001

Random effects modellene ga litt annerledes resultater enn time-fixed effects modellene. Random effects modellene beregnet også at en reduksjon i biomasse i et produksjonsområde har en negativt signifikant effekt på gjennomsnittlig ukentlig antall voksen hunnlus per fisk (GH/F). Modellene estimerte derimot at effekten av en reduksjon i MTB ikke er like kraftig med en koeffisient på -0.035 i modellen med biomassetetthet og -0.027 i modellen med tetthet av fisk. Time-fixed effects modellene i oppgaven beregnet at en reduksjon i biomasse hadde en effekt på -0.052.

Random effects modellene beregner at avlusninger med 6 måneders tids-lag ikke er signifikant. I tillegg er verken tonn biomasse per km² eller antall fisk per km² signifikant. I time-fixed effects modellen til oppgaven var antall fisk per km² signifikant. Temperatur i random effects modellene er beregnet å ha en signifikant positiv påvirkning på (GH/F), men beregner ikke en like kraftig effekt som fixed effects modellene i oppgaven.

Selv om det kan være interessant å se på forskjeller i beregninger mellom time-fixed effects

modellene som er i oppgaven og random effects modellene som ble forkastet er det viktig å poengtere at random effects modellene ble forkastet av en grunn. *Figur 31* viser resultatene fra Hausman testen som ble foretatt for å velge mellom en random eller fixed effects modell.

```
> phtest(fisk,fiskran)

      Hausman Test

data:  hunnlus_snitt ~ lag(tiltak_snitt, k = 6L) + temp_snitt + reduksjon + ...
chisq = 89.972, df = 4, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: one model is inconsistent

> phtest(bio,bioran)

      Hausman Test

data:  hunnlus_snitt ~ lag(tiltak_snitt, k = 6L) + temp_snitt + reduksjon + ...
chisq = 25.343, df = 4, p-value = 4.291e-05
alternative hypothesis: one model is inconsistent
```

Figur 30: Resultat fra Hausman testene. P- verdien til testene er signifikant som betyr at feilleddet som viser individuell varians korrelerer med de uavhengige variablene i random effects modellen. Random effects modellene ble derfor ikke brukt i oppgaven.

Begge testene ga en signifikant p-verdi som betyr at feilleddet med individuell varians i random effects modellene korrelerer med de uavhengige variablene. På grunn av dette kan man ikke si at beregningene fra random effects modellene er veldig pålitelig, og det vil være riktig å heller bruke en fixed effects modell.

Testing av forutsetninger til modellene

Testing av forutsetning om at feilleddet med individuell varians korrelerer med de uavhengige variablene i random effects modellen har blitt vist i *kapittel 4*. I denne delen vil koden til testing av forutsetninger om tverrsnittavhengighet og heteroskedastisitet og resultatene fra dette.

Tverrsnittavhengighet

```
184 pcdtest(bio, test = "cd")
185
186 pcdtest(fisk, test = "cd")
187
```

Figur 31: Kode for å teste for tverrsnittavhengighet ved hjelp av en Pesaran cd test (Pesaran, 2004)

```
> pcdtest(bio, test = "cd")
      Pesaran CD test for cross-sectional dependence in panels
data:  hunnlus_snitt ~ lag(tiltak_snitt, k = 6L) + temp_snitt + reduksjon + tetthet_bio + factor(måned)
z = -5.323, p-value = 1.021e-07
alternative hypothesis: cross-sectional dependence

> pcdtest(fisk, test = "cd")
      Pesaran CD test for cross-sectional dependence in panels
data:  hunnlus_snitt ~ lag(tiltak_snitt, k = 6L) + temp_snitt + reduksjon + log(tetthet_fisk) + factor(måned)
z = -5.2935, p-value = 1.2e-07
alternative hypothesis: cross-sectional dependence
```

Figur 32: Resultat fra pesaran cd test. Testene for begge modellen var signifikant som betyr at det er tverrsnittavhengighet i modellene

Heteroskedastisitet

```
193 bptest(hunnlus_snitt~tiltak_snitt+ temp_snitt+log(bio)+
194         reduksjon+ factor(måned),data = dat, studentize = F)
195
196 bptest(hunnlus_snitt~tiltak_snitt+ temp_snitt+log(antall_fisk)+
197         reduksjon+ factor(måned),data = dat, studentize = F)
198
```

Figur 33: Kode for testing for heteroskedastisitet ved hjelp av en Breusch-Pagan test (Breusch & Pagan, 1979).

```
> bptest(hunnlus_snitt~tiltak_snitt+ temp_snitt+log(bio)+
+       reduksjon+ factor(måned),data = dat, studentize = F)

Breusch-Pagan test

data:  hunnlus_snitt ~ tiltak_snitt + temp_snitt + log(bio) + reduksjon +   factor(måned)
BP = 435.05, df = 78, p-value < 2.2e-16

> bptest(hunnlus_snitt~tiltak_snitt+ temp_snitt+log(antall_fisk)+
+       reduksjon+ factor(måned),data = dat, studentize = F)

Breusch-Pagan test

data:  hunnlus_snitt ~ tiltak_snitt + temp_snitt + log(antall_fisk) +   reduksjon + factor(måned)
BP = 467.5, df = 78, p-value < 2.2e-16
```

Figur 34: Resultater fra Breusch-Pagan test. P-verdien til begge testene er signifikant som betyr at det er heteroskedastisitet

Referanseliste

- Biomassestatistikk 2017-2024*. (2024). Fiskeridirektoratet.
<https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Biomassestatistikk/Biomassestatistikk-etter-produksjonsomraade>
- Breusch, T. S. & Pagan, A. R. (1979). A Simple Test for Heteroscedasticity and Random Coefficient Variation. *Econometrica*, 47(5), 1287-1294.
<https://doi.org/10.2307/1911963>
- Croissant, Y. & Millo, G. (2008). Panel Data Econometrics in R : The plm Package. *Journal of statistical software*, 27(2), 1-43. <https://doi.org/10.18637/jss.v027.i02>
- Grolemund, G. & Wickham, H. (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of statistical software*, 40(3). <https://doi.org/10.18637/jss.v040.i03>
- Hlavac, M. (2022). *stargazer: Well-Formatted Regression and Summary Statistics Tables*.
<https://CRAN.R-project.org/package=stargazer>
- Lakselus*. (2024). <https://www.barentswatch.no/nedlasting/fishhealth/lice>
- Pesaran, M. H. (2004). General Diagnostic Tests for Cross Section Dependence in Panels. I. Faculty of Economics.
- Produksjonsområder*. (2021). <https://open-data-fiskeridirektoratet-fiskeridir.hub.arcgis.com/datasets/134cdb6728e54b64b32860970a0b50bf/explore?showTable=true>
- R-Core-Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Tiltak mot lus*. (2024). <https://www.barentswatch.no/nedlasting/fishhealth/treatments>
- Wickham, H. (2009). *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (1. Aufl. utg.). New York, NY: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-98141-3>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T., Miller, E., Bache, S., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K. & Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of open source software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Zeileis, A. & Grothendieck, G. (2005). zoo : S3 Infrastructure for Regular and Irregular Time Series. *Journal of statistical software*, 14(6). <https://doi.org/10.18637/jss.v014.i06>
- Zeileis, A., Koll, S. & Graham, N. (2020). Various Versatile Variances: An Object-Oriented Implementation of Clustered Covariances in R. *Journal of statistical software*, 95(1), 1-36. <https://doi.org/10.18637/jss.v095.i01>