



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

NMBU Veterinærhøgskolen
Institutt for parakliniske fag
Seksjon for mattrygghet

Fordypningsoppgave 2021, 20stp

Produksjonsdyrmedisin og mattrygghet

Vannkvaliteten i Lierelva relatert til jordvanning

Assessment of Water Quality for Agricultural Irrigation in the Lier-River

Kaja Berge Grimsgaard
Vilde Irene Nilsson
Kull 2016

Veiledere: Øyvind Ørmen og Yngvild Wasteson

Innhold

Sammendrag	5
Forkortelser	6
Definisjoner	6
Innledning.....	8
<i>Lier</i>	9
Landbruket i Lier	9
Jordvanning	10
Matbåren smitte gjennom grønnsaker og frukt	10
<i>Lierelva</i>	11
Årsaker til varierende vannkvalitet	13
<i>PLASTPATH</i>	14
Formål	16
Materiale og metoder	16
<i>Studiedesign og studieutvalg</i>	16
<i>Prøvetakingsmetoder</i>	19
Innsamling av nedbørsdata	19
Fysisk-kjemiske analyser.....	20
Laboratorieanalyser	22
<i>Statistiske metoder</i>	26
Resultater.....	27
Deskriptiv statistikk.....	27
pH	28
Konduktivitet og vanntemperatur	28
Turbiditet og nedbør	29

Heterotroft kimtall og nedbør	30
<i>P. aeruginosa</i>	31
<i>E. coli</i> , koliforme bakterier og intestinale enterokokker	32
Laboratorieanalyser	33
Diskusjon.....	36
<i>Vannkvalitet</i>	36
Trender i vannkvalitet gjennom prøvetakingsperioden	36
pH	36
Nedbør	37
Turbiditet og påvirkningen av nedbørsmengde	37
Temperatur og konduktivitet	39
Mikrobiologiske parametere.....	39
Faktorer som påvirker vannkvalitet.....	42
<i>Jordvanning</i>	42
Vannprøver relatert til jordvanning	45
Vurdering av sykdomsrisiko.....	46
Patogen overlevelse og vanningsmetode.....	49
<i>Begrensninger og usikkerheter</i>	50
Representasjon.....	50
Intern validitet	51
Ekstern validitet.....	51
<i>PLASTPATH</i>	52
Biofilm.....	52
Fysisk-kjemiske faktorer	53
Mikrobiologiske faktorer.....	54

Konklusjon	57
Takk til bidragsytere.....	57
Summary	58
Referanser.....	59
Vedlegg	65
Vedlegg I: Datasett fra Excel, rådata for fysisk-kjemiske analyser	65
Vedlegg II: Datasett fra Excel, rådata for mikrobiologiske analyser	66

Sammendrag

Tittel: Vannkvaliteten i Lierelva relatert til jordvanning

Forfattere: Kaja Berge Grimsgaard og Vilde Irene Nilsson

Veileder: Øyvind Ørmen og Yngvild Wasteson, Institutt for parakliniske fag

Lier kommune er en betydelig landbrukskommune i Norge, og er kjent for sin frukt- og grønnsaksproduksjon. Lierelva er en viktig vanningskilde for landbruket, og er derfor en sentral ressurs for kommunen. Elva er imidlertid utsatt for en rekke forurensningskilder, og jevnlig monitorering av vannkvaliteten er derfor viktig.

Denne studien beskriver vannkvaliteten i nedre deler av Lierelva, og gir et grunnlag for å vurdere om vannet er egnet til jordvanning. Fra mai til september 2021 ble det samlet inn vannprøver fra to utvalgte områder av Lierelva: Lierkroa og Bilbo. Prøvene ble analysert for et utvalg av fysisk-kjemiske og mikrobiologiske parametere.

Resultatene i studien viser at vannkvaliteten varierte noe gjennom prøvetakingsperioden, med et generelt høyt nivå av *E. coli* og koliforme bakterier i vannprøvene. I lys av funnene konkluderer studien med at vannet ikke tilfredsstillende veiledende grenseverdier for akseptabel kvalitet til jordvanning.

Forkortelser

CFU: Colony forming units

E. coli: *Escherichia coli*

EHEC: Enterohemoragisk *Escherichia coli*

FTU: Formazine Turbidity Unit

KB: Koliforme bakterier

KSL: Kvalitetssystem i landbruket

MPN: Most probable number

µS/cm: Mikrosiemens per centimeter

P. aeruginosa: *Pseudomonas aeruginosa*

PGA: Water Plate Count Agar

SFT: Statens forurensningstilsyn

TKB: Termotolerante koliforme bakterier

VKM: Vitenskapskomiteen for mat og miljø

Definisjoner

Begreper	Definisjon
Agar	En géléaktig substans som brukes som næringsemne for dyrking av mikroorganismer.
Biofilm	Et strukturert samfunn av mikroorganismer som er festet til en overflate og til hverandre. Mikroorganismene er innkapslet i et egenprodusert slim (matriks), hvor de kommuniserer og samarbeider for å øke egen overlevelse.
Eutrofiering	En prosess hvor planteproduksjonen i vann øker på grunn av økt tilførsel av næringsstoffer. Det kan være en naturlig prosess som skyldes næringsalter i sedimenter, eller som følge av menneskelig

	aktivitet.
Inkubere	Dyrking av organismer i et apparat eller rom med regulert temperatur.
Jordvanning	Kontrollert bruk av vann til jordbruksformål, gjennom menneskeskapte systemer for å levere vann når behovet ikke er dekket ved naturlig nedbør.
Marin grense	Angir det høyeste nivået som havet nådde etter siste istid.
Meander	En vid sving av et elveløp i flatt landskap.
Mikroplast	Små partikler av plast som har størrelse mellom 0,001 og 5 millimeter.
Morenejord	Jord som består av usortert materiale av steiner, sand, silt og leire, ført med en isbre eller direkte avleiret av den.
Ravinedal	Liten dal i løsmasseterrang, hovedsakelig dannet som følge av leirras og erosjon av bekker og elver.
Sediment	Løse masser som er avsatt på jordoverflaten og består av bruddstykker eller opphopning av berggrunn, jordlag eller biologisk materiale.

Innledning

Vann er jordens viktigste ressurs og spiller en vesentlig rolle for menneskers liv og helse.

Tilgjengelig ferskvann er en begrenset ressurs, ikke bare med hensyn til mengde, men også kvalitet. Å sikre tilstrekkelig kvalitet på ferskvannskilder, både for menneskelige og økologiske behov, er derfor et viktig aspekt av miljøforvaltning og bærekraftig utvikling (Srebotnjak et al., 2012; FN, 2021).

Globalt står jordbruket for gjennomsnittlig 70 % av all ferskvannsforbruk (FAO, 2011). Med en stadig økende befolkning er vi avhengig av ferskvann av god kvalitet for å sikre fremtidig matproduksjon. En viktig vannkilde for landbruksproduksjon er elver (Yoshikawa et al., 2014). En elv er en overflatekilde og er derfor utsatt for en rekke forurensningskilder i nedbørsfeltet. Dette gjør at vannkvaliteten er uforutsigbar.

Hvert år registreres det flere tilfeller av mat- og vannbårne infeksjoner. I flere av utbruddene har rå grønnsaker, frukt og bær vært smitekilden. Den hygieniske kvaliteten av vanningsvannet vil kunne være avgjørende for risiko for kontaminering av matvarene (Alegbeleye et al., 2018). Lierelva er en viktig vanningskilde for en rekke matprodusenter på Østlandet. Jevnlig monitorering og oppfølging av vannkvaliteten i elva er derfor viktig, ikke bare fra et mattrygghetsperspektiv, men også for vannets egnethet som akvatisk habitat og for rekreasjonsbruk (Sanchez, 2007).

Lier

Lier er en frodig og landlig kommune i Viken fylke på Østlandet. Kommunen grenser til Modum og Hol i nord, Bærum og Asker i øst, samt Drammen og Øvre Eiker i sør og vest. I kommunen bor det per i dag 27 342 innbyggere fordelt i tettbygde og mer spredte strøk (SSB, 2021). Det totale arealet i kommunen er på 301 km², hvorav 5,7 % av arealet er bebyggelse (Bunger, 2020). Resterende areal i kommunen er fordelt på skog, jordbruksareal og annet markslag. Lier kommune har stor kapasitet og mangfold når det gjelder jordbruk, og er særlig kjent for sin frukt- og grønnsaksdyrking.

Landbruket i Lier

Norge har et lite jordbruksareal sammenlignet med mange andre land. Bare tre prosent av Norges landareal er dyrket mark, og kun en tredjedel av dette egner seg til produksjon av mat til mennesker. Det meste av dyrkbare arealer som nå ikke er i bruk, ligger i klimasoner som kun er egnet til å dyrke gress og korn til dyrefôr. (Landbruks- og matdepartementet, 2018). Med en stadig økende befolkning kreves det en økning i matproduksjonen. Matsikkerhet og selvforsyning er derfor to sentrale temaer i norsk landbrukspolitikk (Bunger, 2020). Lier kommune, som ligger i en av landets mest fruktbare områder, har med dette et særlig ansvar når det gjelder å trygge befolkningens tilgang til sunn og god mat.

Lier kommune har 12 % av landets grønnsaksareal, og er dermed en betydelig landbrukskommune i nasjonal sammenheng. Produksjonen er mangfoldig, men det er spesielt de gode forholdene for grønnsaker, frukt og bær som gjør jordbruket i kommunen ekstra verdifullt (Bunger, 2020). En viktig årsak til gode dyrkingsforhold er de store løsmasseavsetningene under marin grense. Disse avsetningene har gitt næringsrik morenejord som gir et godt grunnlag for matproduksjon (Vannportalen, u.å).

Hovedmålet for landbruket i Lier er å sikre bærekraftig og allsidig næring. Kommunen skal blant annet arbeide for at vannkvaliteten i Lierelva tilfredsstiller krav til jordvanning (Lier kommune, 2012). Egnede vanningsvann er avgjørende for mye av landbruksproduksjonen i Lier, spesielt for den intensive produksjonen av grønnsaker.

Jordvanning

I Norge er jordvanningsvann et supplement til regn, og mengden vanningsvann som brukes vil derfor variere avhengig av været gjennom vekstsesongen. I Lier er grønnsaksproduksjonen avhengig av vanning i tørre perioder og vannet tas da fra Lierelva.

Det finnes tre hovedkilder til vanningsvann; grunnvann, ubehandlet overflatevann og behandlet drikkevann. Vannkvaliteten vil ha stor variasjon mellom de ulike kildene. Grunnet forurensningskilder i nedbørsfeltet er overflatekilder mest utsatt for forurensning (Eckner et al., 2014). Elvenes strømningsforhold og uoversiktlige nedbørsfelt gjør disse spesielt utsatt. Lierelva er en slik utsatt kilde hvor vannkvaliteten vil variere.

Det finnes flere ulike vanningsmetoder. I Norge brukes det vanligvis spreder eller dryppvanning (Eckner et al., 2014). Ved bruk av spreder vil vann under trykk bli fordelt ved hjelp av perforerte rør eller dyser. Denne metoden brukes oftest på frilandsavlinger og er vanlig for grønnsaksproduksjon. Vanning gjennom et dryppsystem er oftest brukt på bær og frukt. Da vil vann under lavt trykk tilføres rotsonen ved hjelp av forskjellige applikatorer som er plassert på eller under jordoverflaten. I nedre del av Lier vannes det mest ved bruk av spreder.

Matbåren smitte gjennom grønnsaker og frukt

Det er en økende trend å spise ferske og rå grønnsaker, da dette har velkjente helsemessige fordeler (Ceuppens et al. 2014). Samtidig er det blitt en økning i forekomst av matbårne

sykdomsutbrudd. Selv om den konvensjonelle oppfatningen er at matbårne sykdommer vanligvis stammer fra kjøttprodukter, er mange utbrudd nå knyttet til inntak av rå grønnsaker og frukt (Li et al., 2017).

Patogener kan forurense produktene på ulike måter, blant annet gjennom opptak fra forurenset jord og grunnvann (Lynch et al., 2009), bruk av dårlig behandlet gjødsel, eksponering for forurenset vanningsvann eller fekal forurensing generert av husdyr eller ville dyr (Uyttendaele et al., 2015).

Vanningsvann er en mulig kilde til smitte, da vannet kan inneholde uønskede kjemikalier, bakterier, virus og parasitter (Uyttendaele et al., 2015). Ulike faktorer, inkludert vanningsmetode og tidspunkt for vanning, vanningskilde og avlingstype, vil påvirke omfanget og hyppigheten av patogen forurensning av produkter (Olaimat & Holley, 2012). Andre faktorer som type patogen, patogenkonsentrasjon, værmønster og plantetilstand har også betydelige implikasjoner for produktsikkerheten (Uyttendaele et al., 2015; Decol et al., 2017). Hyppig monitorering av vanningsvannet er derfor viktig for å sikre produksjon av trygg mat.

Lierelva

Lierelva ligger frodig til i Lierdalen i Lier kommune. Elva strekker seg fra Sylling i nord til utløpet ved Linnesstranda i sør, med en total lengde på 46 km. (NVE, u.å). Arealet på nedbørsfeltet er 309,32 km², hvor mesteparten ligger i Lier kommune (Vannportalen, u.å).

Lierelva er smal med flere meandere som slynger seg gjennom den karakteristiske ravinedalen i varierende partier med jordbruk og lukkede skogspartier. Elva karakteriseres som et lavlandsvassdrag med en middelvannføring på 5,26 m³/sek (NVE, u.å). De viktigste brukerinteressene er vann til jordvanning, spesielt i sør, og uttak til drikkevann i Glitre i nord.

I tillegg bærer elva preg av et rikt fugle- og fiskeliv, og brukes til bading, kanopadling og rekreasjon.

Fokus på god vannkvalitet i Lierelva har lenge vært viktig for Lier kommune. Siden 2002 har det blitt gjort systematiske vannanalyser fra elva. Bakgrunnen for den systematiske prøvetakingen var at analysene skulle fungere som en kontroll på avløpsnettets i Linnerensdistrikt. Etter hvert ble overvåkingen utvidet og fungerte som et ledd i karakterisering av vannet og ulike miljøpåvirkninger. En fullkarakterisering og tiltaksanalyse ble startet i 2006 (Sweco, 2010). Denne karakteriseringen gikk ut på å beskrive og vurdere miljøtilstanden i elva, og påvirkninger i form av forurensning og naturlige tilførsler.

Tidligere ble kjemiske analyser, spesielt fosfor, brukt som indikator for vurdering av vannkvalitet i elva. Siden naturlig fosfor kan finnes i store mengder i vassdrag som påvirkes av leirholdige masser, vil dette som en indikator vanskeliggjøre kartleggingen av naturtilstand og menneskelig påvirkning (Sharpley, 2016). I de senere år har derfor vurderingen av Lierelvas vannkvalitet hovedsakelig rettet seg mot biologiske indikatorer.

Analyser over tid har vist at vannkvaliteten varierer mye. Generelt er det et høyere nivå av bakterier og næringsstoffer i små sidebekker enn i selve Lierelva. Dette skyldes blant annet fortykning fra større vannmasser og vassdragets selvrensende evne. I perioder med mye nedbør vil elva likevel bli preget av forurensinger og overløpsutslipp (Lier kommune, 2019). Grunnet tettere bebyggelse og mer intensivt jordbruk i nedre deler av vassdraget, kommer det også frem at vannkvaliteten er dårligere lengre sør enn nord.

For å sikre god vannkvalitet har det blitt lagt stor vekt på å bedre avløpsnettets i Lier kommune. Dette var også bakgrunnen for temaplanen for avløp som ble laget i 2010. Det ble da etablert et miljømål for å redusere avrenning fra jordbruk, samt rense og forbedre avløpsnettets (Sweco, 2010).

Årsaker til varierende vannkvalitet

Avløpshåndtering

En av de viktigste påvirkningene i Lierelva er forurensningen med avløp. Avløp inneholder store mengder tarmbakterier og næringssalter som fører til økt eutrofiering i vannforekomster. Avløpshåndteringen i Lier kommune består av kommunale avløpsnett, med renseanlegg i de ulike rensedistriktene og private miniavløpsanlegg (Lier kommune, 2016).

Det kommunale avløpsnettet i Lier har en total lengde på 290 km, hvorav 154 km er spillvannsledninger, 129 km er overvannsledninger og 6 km er fellesledninger (Viva, 2018). Problemet er knyttet til fellesledningene som transporterer både spillvann, overflatevann og drenevann i en og samme ledning. Utfordringen med disse fellesledningene har vært inn- og utlekking, samt overløp i perioder med store nedbørsmengder. Når kapasiteten til fellesledningene overskrides, vil overskuddsvannet tømmes i Lierelva uten å bli transportert til et avløpsanlegg.

Avløpsforurensningen av Lierelva skyldes også de private miniavløpsanleggene utenfor det kommunale avløpsanlegget (Vannportalen, 2018). Disse finnes særlig i de områdene hvor bebyggelsen er spredt og ikke er en del av det kommunale avløpsnettet. De eksisterende avløpsanleggene er utdaterte og tilfredsstillende ikke dagens renskrav.

Klima

Klimaet karakteriseres som et temperert regnklima og det er sesongvariasjoner i nedbørsmengder, temperatur og vind i områdene rundt Lierelva. Dette gjør at vannstand og vannføring vil variere, samtidig som det påvirker vannkvaliteten. Gjennomsnittstemperaturen for kaldeste måned er -5°C og for den varmeste 17°C, og total nedbørsmengde per år ligger

rundt 885 mm (Lier kommune, 2020). På grunn av klimaet er Lierelva utsatt for flom.

Flom skyldes snøsmelting eller kraftig nedbør som ved avrenning ender opp i elva. Dette kan tilføre elva næringssalter, mikroplast, organiske miljøgifter, metaller, olje og andre partikler som påvirker vannkvaliteten negativt (Vannportalen, 2018).

Elv som kilde til vanningsvann

Elver er de mest tilgjengelige kildene til ferskvann (Sharma et al, 2017), og brukes ofte som vannkilde til tross for å være sårbare for ytre påvirkninger. I elver renner vannet kontinuerlig og kvaliteten vil derfor variere. Elvebunnen består ofte av ulike sedimenter som ved erosjon vil forflytte seg nedover elveløpet. Dette er en naturlig prosess. Sedimentmengden og type avsetning i elva påvirkes i stor grad av menneskelig aktivitet, geologiske, hydrologiske og biologiske i nedbørfeltet. Sedimentmengde, erosjon og løsmassetransport er viktige årsaker til at elver er ustabile vannkilder (Sharma et al, 2017).

Avrenning

Lierelva er utsatt for forurensning fra jordbruk og tettbygde områder, særlig i den sørlige delen av elva (Sweco, 2010). Spesielt er avrenning fra landbruk en stor forurensningskilde på grunn av den nære beliggenheten til elva, og den intensive driften i Lier kommune. Avrenning fra landbruk kan gi betydelige tilførsler av både næringsstoffer, partikler og mikroorganismer, som igjen påvirker vannkvaliteten og den økologiske tilstanden i vannet (Sweco, 2010).

PLASTPATH

Bruken og produksjonen av plast har de siste tiårene økt drastisk. Den årlige globale plastproduksjonen var i 2018 på 359 millioner tonn (PlasticsEurope, 2019). Selv om plast brukes i mange produkter som bidrar positivt til en økt livskvalitet, blir fortsatt rundt halvparten produsert som engangsprodukter som skaper en betydelig mengde avfall. Mye av

dette avfallet ender til slutt opp i havet, og til nå har derfor oppmerksomheten hovedsakelig vært rettet mot plast i det marine miljø (Hammer et al., 2012). De negative effektene av plastforurensing er mange, og en rekke av disse er allerede godt dokumentert. Det er imidlertid lite forskning på hvorvidt mikroplast kan ha sykdomsfremkallende virus og bakterier bundet til seg. PLASTPATH er et prosjekt som skal belyse den mulige risikoen for om mikroplast kan være en vektor for patogener i mat- og vannkjeden.

Kan bakterier og virus, ved at de fester seg på overflaten til mikroplastpartiklene, overleve lenger og være mer beskyttet? Vil den høye forekomsten av mikroplast i miljøet kunne bidra til å øke forekomsten av mat- og vannbårne sykdommer? Dette er noen av spørsmålene prosjektet ønsker å se nærmere på. PLASTPATH bruker Lierelva som område for feltforsøk. I vår studie beskriver vi vannkvaliteten ved de to samme områdene som PLASTPATH bruker i sitt arbeid.

Formål

Formålet med denne studien var å beskrive vannkvaliteten i nedre deler av Lierelva, ved å gjøre egne analyser av vannet på to bestemte lokaliteter i vassdraget. Videre ønsket vi å vurdere om vannkvaliteten i disse områdene var tilstrekkelig for bruk av vann til jordvanning.

Studien er knyttet til PLASTPATH-prosjektet, og vil gi viktig bakgrunnsinformasjon og kunnskapsgrunnlag for vurderinger av utvikling av biofilm på mikroplastpartikler i råvann.

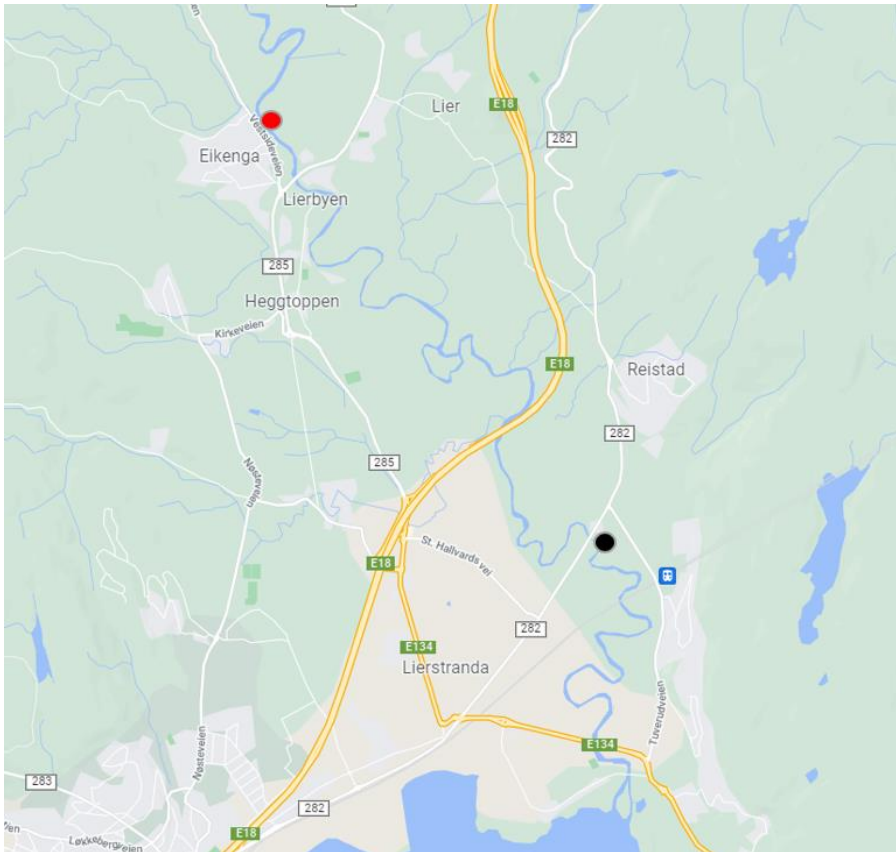
Materiale og metoder

Studiedesign og studieutvalg

Dette er en deskriptiv studie av vannprøver fra utvalgte lokaliteter i Lierelva over en tidsperiode fra 04.05.21 - 20.09.21.

Som studieutvalg benyttet denne studien seg av to utvalgte områder av Lierelva: Lierkroa og Bilbo. Disse stedene ble valgt ut i samarbeid med PLASTPATH, slik at vi kunne fremskaffe mer data om vannkvaliteten i de samme områdene som det studeres oppbygging av biofilm på plast. Begge områdene er i nedre del av Lierelva. Her drives det intensivt med grønnsak-, frukt-, og bærproduksjon.

Bilde 1: *Kart over nedre del av Lierelva. Lierkroa er merket med sort prikk. Bilbo er merket med rød prikk. Kilde: google.maps*



Lierkroa

I dette område er elva omringet av jordbruksarealer. Det drives hovedsakelig med kornproduksjon og grønnsaksproduksjon i vekstskifte. Elveløpet er preget av meandere. Skråningene ned til elva er bratte på begge sider. Strømningshastigheten er høy sentralt i elveløpet med en mer stille omrøring langs elvekanten. I dette området av elva består vegetasjonen hovedsakelig av høyt gress og trær, blant annet bjørk og lønn. Området blir i liten grad brukt til rekreasjonsformål. Bilde 2 viser prøvetakingsstedet ved Lierkroa.



Bilde 2: Lierkroa

Bilbo

Elva er her omringet av et større jordbruksareal på den ene siden, og tett bebyggelse med trafikkert vei på den andre. I dette området er jordbruket dominert av grønnsaksproduksjon, men også korn som vekstskifte. Elva er generelt bredere her enn ved Lierkroa, og har ikke like bratte kanter. Området har en frodig kantvegetasjon bestående av høyt gress og trær, blant annet pil og lønn. Strømningshastigheten er høy sentralt i elveløpet, med en mer rolig omrøring langs elvekanten. Rekreasjonsmulighetene er her lagt godt til rette, med blant annet rasteplass og muligheter for fiske. Området er vurdert som et av de mer kritiske stedene i Lier når det gjelder overløp på avløpsnett (Viva, 2018). Da Lierelva er en resipient for denne delen av avløpsnett, vil vannkvaliteten være utsatt for fekal forurensning ved store nedbørsmengder. Bilde 3 viser elva i området ved Bilbo.



Bilde 3: Bilbo

Prøvetakingsmetoder

I denne studien ble det samlet inn tre vannprøver fra hver lokalitet under hver prøvetaking.

Det ble tatt én til to månedlige prøver fra mai til september, med unntak av juli måned hvor prøvetaking ikke ble gjennomført. Vannprøvene ble tatt ved å føre en steril prøvebeholder (500 ml) helt under vann, fra elvekanten i øvre vannsjiktet, med åpningen mot strømmen.

Korken ble tatt av og på uten å berøre innsiden av flaske eller kork. Prøvene ble merket med henholdsvis LK 1, 2 og 3, og Bilbo 1, 2 og 3. De tre parallellene ble brukt for å analysere både fysisk-kjemiske analyser i felt rett etter uttak, og mikrobiologiske analyser på lab senere samme dag. Under prøvetaking ble også biotopen for hvert område registrert. Her ble det sett på generell vannstand og vannføring, løsmasser og vegetasjon på det gitte tidspunktet. Prøvetaking foregikk mellom klokken 09:00 og 14:00.

Innsamling av nedbørsdata

Nedbørsmengde påvirker vannkvalitet i overflatekilder. Det er derfor en viktig registrering ved beskrivelse av vannkvalitet Lierelva. Nedbørsdata ble hentet fra yr.no ved å gjøre et spesifisert søk på Lierkroa. Da avstanden mellom lokalitetene i studien er liten, ble

nedbørmengden ansett som lik på begge steder. Det ble derfor ikke gjort spesifisert søk på Bilbo. Ved å bruke «historikk»-funksjonen på yr.no, ble nedbørsdata hentet ut syv dager før prøvetakingsdatoen i tillegg til selve prøvetakingsdatoen. Total nedbørmengde ble beregnet fra alle dagene for samtlige prøvetakingsdatoer.

Fysisk-kjemiske analyser

For å vurdere vannkvalitet er det viktig å se på mengden fysiske og kjemiske stoffer i vannet. De fysisk-kjemiske variablene vil raskere kunne gi respons på de enkelte miljøpåvirkningene i området sammenlignet med de biologiske (Miljødirektoratet, u.å.). Ved å analysere de fysisk-kjemiske variablene vil en kunne se sammenhengen mellom vann, klima og forurensning, i tillegg til å bidra til et helhetlig bilde av vannkvaliteten. De fysisk-kjemiske analysene som ble gjort i denne studien var temperatur, pH, konduktivitet, turbiditet, strømningshastighet og siktedyp.

Temperaturen vil ha en innvirkning på tilgjengeligheten av en rekke uorganiske stoffer i vannet. Høy temperatur fremmer i tillegg vekst av mikroorganismer og kan føre til endringer i smak, lukt, farge og korrosjon (WHO, 2011). Vanntemperaturen vil derfor kunne påvirke den kjemiske- og biologiske forurensningen i vannet.

Vannets surhetsgrad uttrykkes i pH. For surt eller alkalisk vann er uønsket, og vil påvirke det akvatiske miljøet og vannkvaliteten (Fondriest Environmental, 2013). pH påvirkes av flere faktorer, både menneskeskapte og naturlige. Avrenning fra jordbruk, avløpsvann og avrenning fra industri er viktige årsaker til pH-endringer i vann.

Konduktivitet er et mål på vannets totale saltinnhold, derav ledningsevne. Generelt har menneskelig påvirkning en tendens til å øke mengden oppløste stoffer som kommer inn i

vannet, noe som resulterer i økt ledningsevne. Betydelige endringer i konduktiviteten vil derfor kunne være en indikator på forurensning i vannkilden (Kney & Brandes, 2007).

Turbiditet beskriver vannets klarhet basert på finpartikulært materiale, humus og organismer. Høy turbiditet kan skyldes økt erosjon og massetransport fra løsmasser, næringsstoffer fra jordbruk og avløp, vegetativ debris og mikroorganismer (Järvenpää & Lindström, 2004; WHO, 2011). Vannets strømhastighet og massene elva går igjennom vil også ha stor betydning for turbiditeten. Forskning har også vist at mikroorganismer ofte er bundet til partikler i vannet, og at disse bakteriene kan stå for opptil 90 % av den bakterielle aktiviteten i vannet (Crump et al., 1998). Høy turbiditet kan i tillegg beskytte mikroorganismer fra desinfeksjon og stimulere vekst av bakterier.

Konduktiviteten, temperatur og pH ble målt med samme måleutstyr (WTW COND3320) direkte fra prøvebeholderne rett etter uttak. Apparatet hadde en probe for måling av konduktiviteten, og en annen probe som registrerte både temperatur og pH. Probene ble ført ned i prøven, hver for seg, og resultatet ble avlest når tallet stabiliserte seg. Måleenheten for konduktiviteten var mikrosiemens per centimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$) og celsius for temperatur. Turbiditeten ble målt med en egen turbiditetsmåler (Turbiquant 1100 T). Vann fra hver prøve ble overført i en egen turbiditetsbeholder som ble satt til måling i apparatet. Resultatet ble oppgitt som FTU (Formazin Turbidity Unit). Samme målinger ble gjort for alle tre paralleller ved hver lokalitet.

Siktedyp ble målt ved hjelp av en secchiskive. Denne ble senket ned i vannet litt ut fra elvekanten, og dybden ble notert når den var ute av syne. Deretter ble skiven trukket opp og dybden notert når skiven kom til syne igjen. Siktedypet ble beregnet ut fra gjennomsnittet av de to avleste verdiene i cm. Høy turbiditet vil påvirke siktedypet.

Strømningshastighet ble registrert visuelt ved å se på en liten flytende gjenstand passere en annen fastsittende gjenstand. Tiden det tok for den flytende gjenstanden å bevege seg én meter ble registrert i sekunder, og notert ned som meter per sekund (m/sek).

Laboratorieanalyser

De mikrobiologiske analysene som vannprøvene ble undersøkt for, var koliforme bakterier, *Escherichia coli* (*E. coli*), intestinale enterokokker, *Pseudomonas aeruginosa* (*P. aeruginosa*) og heterotroft kimtall.

Heterotroft kimtall (ISO 6222:1999)

Kimtall er et mål for alle mikroorganismer som utvikles under visse standard betingelser fra et bestemt vannvolum etter fortykning i næringsmedium. Det brukes derfor for å vurdere en generell bakteriologisk aktivitet i vannkilden (FHI, 2012).

For kimtall ble to av tre paralleller fra begge lokaliteter analysert, på både 22 °C og 37 °C. Ved en inkubasjonstemperatur på 22 °C favoriseres hovedsakelig mikroorganismer fra jord- og vannreservoaret som kan benytte lett nedbrytbart organisk stoff som næring. En inkubasjonstemperatur på 37 °C gir gunstige vekstbetingelser for mikroorganismer som stammer fra det animal-humane kimreservoar. For å få en viss oversikt over ulike grupper av mikroorganismer inkuberte vi derfor på begge temperaturer.

Ved hver prøvetaking ble det gjort analyser fra LK 1, LK 2, Bilbo 1 og Bilbo 2. For hver prøve ble det pipettert ut 0,1 ml i en petriskål. Prøvevolumet ble videre blandet med 15-20 ml flytende og temperert PGA vekstmedium. Når agaren stivnet, ble det lagt over et tynt dekklag med samme medium. Skålene ble inkubert med bunnen opp på følgende måte:

- 22 °C +/- 2 °C med telling etter 68 +/- 4 timer
- 37 °C +/- 1 °C med telling etter 24 timer

Alle synlige kolonier ble telt og kimtallet beregnet som CFU per 0,1 ml.

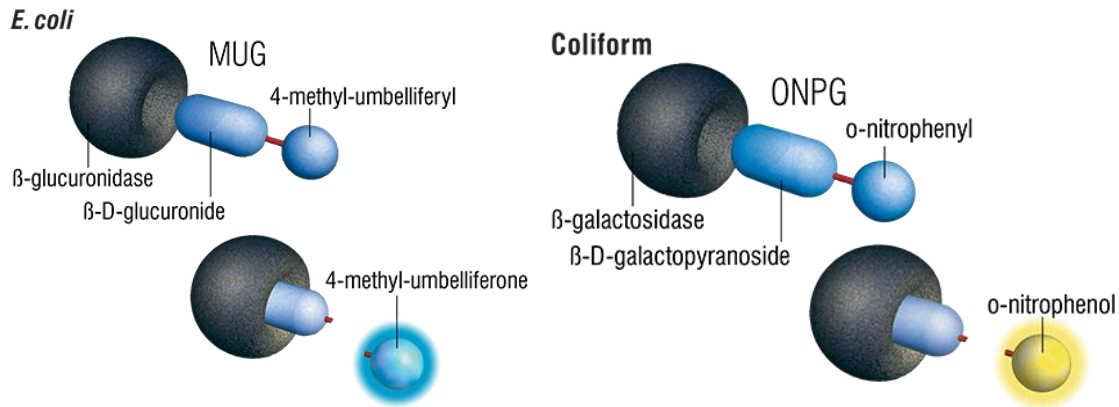
Colilert-18 (ISO 9308-2)

Colilert-18 er en analysemetode som brukes for kvantifisering av *E. coli* og koliforme bakterier. *E. coli* er en termotolerant koliform bakterie som normalt finnes i store mengder i tarm hos de fleste arter. På grunn av tilstedeværelse i avføring vil funn av *E. coli* i en vannprøve være en klar indikasjon på fersk fekal forurensning (FHI, 2012).

Koliforme bakterier er en gruppe av bakterier som kan vokse og isoleres fra miljøet (total koliforme bakterier), men også fra tarm hos mennesker og dyr (fekale koliforme bakterier). Siden bakteriene isoleres fra miljøet, kan ikke funn av koliforme bakterier brukes som indikator for fekal forurensning alene (WHO, 2011). Funn må da sees i sammenheng med funn av *E. coli*. Da koliforme bakterier finnes i jord og annet organisk materiale, vil tilstedeværelse i vann si noe om renheten og forurensning av organisk materiale (Seo et al., 2019).

Alle tre paralleller fra begge lokaliteter ble analysert med Colilert 18-metoden. Prinsippet med denne metoden er at Colilert inneholder to ulike substrater, ONPG og MUG, som brukes for å påvise koliforme bakterier og *E. coli* (IDEXX, u.å). De koliforme bakteriene har et enzym (β -galactosidase) som metaboliserer ONPG-substratet, og tilstedeværelse av bakteriene vil føre til en karakteristisk gul farge. Ved tilstedeværelse av *E. coli* vil et spesifikt enzym (β -glucuronidase) metabolisere MUG-substratet, som fører til at den allerede gule brønnen vil fluorescere under UV-lys. På denne måten detekteres og skilles koliforme bakterier fra *E. coli*.

Bilde 4: Illustrasjon av spesifikke enzymreaksjoner for Koliforme bakterier og E. coli. (IDEXX, u.å)



For koliforme bakterier vil β -galactosidase metabolisere ONPG-substratet som består av o-nitrophenyl og β -D-galactopyranoisid til o-nitrophenol som gir gul farge. For *E. coli* vil β -glucuronidase metabolisere MUG-substratet som består av 4-methyl-umbelliferyl og β -D-glucoronid til 4-methyl-umbelliferon som fluorescere.

Vannprøvene ble ristet godt før videre behandling. 10 ml av prøven ble pipettert ut og overført til en prøveflaske. 90 ml destillert vann ble tilsatt prøveflasken for en fortynnende effekt. En pakke med Colilert 18 substrat ble tilsatt prøveflasken, deretter ble flasken ristet forsiktig til alt substrat var oppløst. Væsken ble overført til et Quanti-Tray/2000 brett som videre ble forsegleet gjennom en Quanti-Tray sealer. Det forseglede brettet ble inkubert i 37°C i 18 timer.

Resultatene ble avlest ved å telle antall gule brønner, for deretter å se hvilke gule brønner som ga fluorescens under UV-lys. Antallet ble brukt for å beregne MPN i egen MPN-tabell.

Resultatet ble oppgitt i MPN per 10 ml.

Enterolert (ISO 7899-1) og Pseudalert (ISO 16266-2)

Pseudalert er en analysemetode som brukes for å kvantifisere mengde *Pseudomonas aeruginosa* i en prøve. *P. aeruginosa* er en ubikvitær bakterie som finnes i avføring, jord, vann og avløp (WHO, 2011). Det er en hardfør bakterie som formerer seg godt i vann.

Bakterien er biofilmdannende og tilstedeværelse av bakterien i vann vil kunne føre til redusert vannkvalitet på grunn av smak, lukt og turbiditet.

Enterolert er en analysemetode som brukes for å kvantifisere mengde intestinale enterokokker i en prøve. Dette er en subgruppe bestående av flere bakterier som normalt finnes i tarm hos mennesker og husdyr. Noen isolater kan i tillegg være til stede i miljøet ved fravær av fekal forurensning (WHO, 2011). Bakteriene overlever lenger i vann enn *E. coli* og finnes generelt i mindre mengder. Tilstedeværelse av bakteriene i vannprøvene vil, i likhet med *E. coli*, gi en indikasjon på fekal forurensning. På grunn av overlevelsestiden, vil bakteriene kunne gi informasjon om forurensning som har skjedd på et tidligere tidspunkt.

To paralleller, LK 1 og Bilbo 1, ble undersøkt for intestinale enterokokker ved bruk av Enterolert, og *P. aeruginosa* ved bruk av Pseudalert. Enterolert er en analysemetode hvor enterokokker detekteres ved hjelp av en næringsindikator. Indikatoren fluorescerer når den metaboliseres av bakterien (IDEXX, u.å). Pseudalert er en test som baserer seg på en bakteriell enzymdeteksjonsteknologi. Aktivt voksende stammer av *P. aeruginosa* har et enzym som klipper substratet i reagenset og det vil da produsere blå fluorescens under UV-lys (IDEXX, u.å). Prosedyren er lik for begge undersøkelsene.

Vannprøvene ble ristet godt før videre behandling. 100 ml av prøven ble helt over i en 120 ml steril prøveflaske. En pakke med Pseudalert substrat ble tilsatt i en prøveflaske og en pakke Enterolert substrat i en annen. Dette ble gjort for både LK 1 og Bilbo 1, til sammen 4 prøver. Flaskene ble ristet forsiktig til alt substrat var oppløst. Videre ble væsken helt over i hvert sitt Quanti-Tray/2000-brett. Brettene ble forseglet gjennom en Quanti-Tray Sealer. Brettene for Enterolert ble inkubert i 42 °C og Pseudalert i 37 °C, begge i 24 timer.

Resultatene ble avlest ved å telle antall brønner som ga flouresens under UV-lys. Antallet brønner ble brukt for å beregne MPN i en MPN-tabell. Resultatene ble oppgitt i MPN per 100 ml.

Statistiske metoder

Resultatene fra både de kjemisk-fysiske og mikrobiologiske analysene ble satt inn i Microsoft Excel. Resultatene ble satt inn i forskjellige faner, ett for rådata, ett for laboratoriske analyser og ett for kjemisk-fysiske. Registreringer gjort av biotopen ble også ført inn i Excel, under fane for rådata. Microsoft Excel og tilhørende funksjoner ble videre benyttet for å systematisere og visualisere data, samt for beregning av gjennomsnitt for aktuelle variabler.

Resultater

Datasettet som er brukt ved fremstilling av resultatene finnes i vedlegg I og II. Vannprøver fra begge lokalitetene er inkludert i studien. Det ble samlet 18 prøver fra hver av de to lokalitetene. Totalt 36 prøver ble tatt med i studien.

Deskriptiv statistikk

*Tabell 1: Deskriptiv statistikk over fysisk-kjemiske og mikrobiologiske variable.
Samlet oversikt fra alle vannprøver og paralleller tatt fra Lierkroa og Bilbo.*

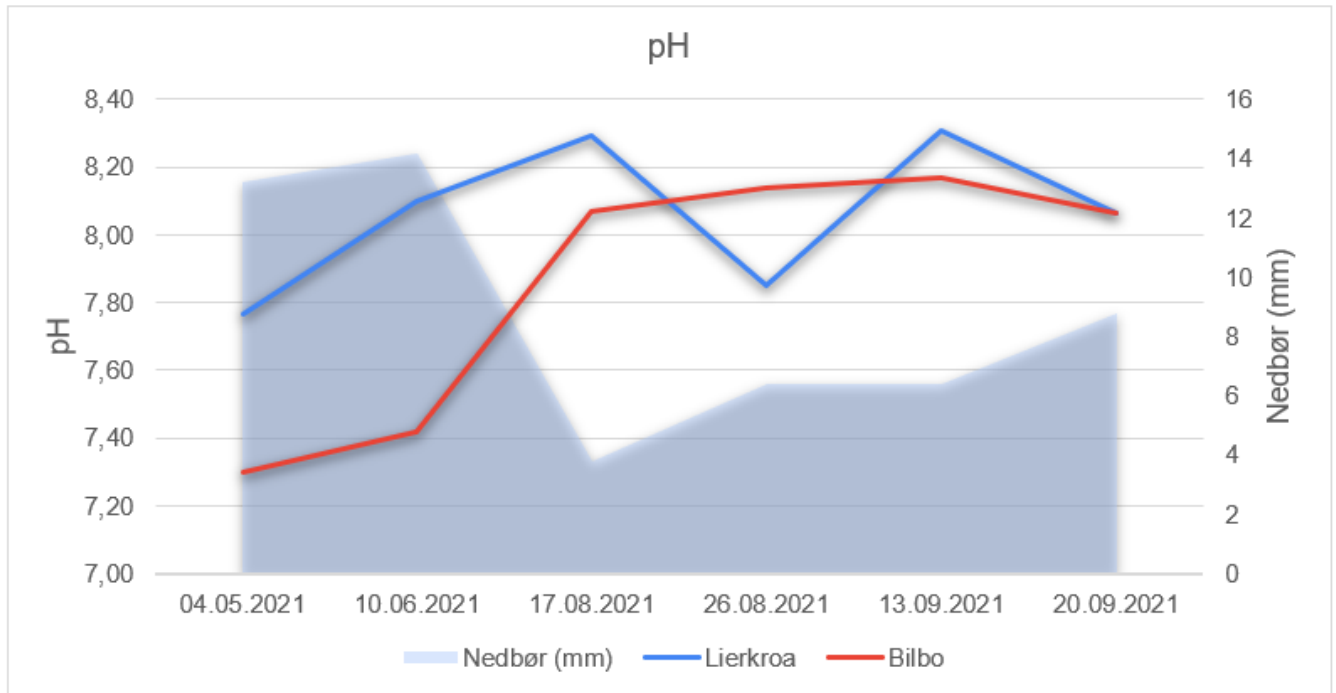
Variabel	Min	Max	Gjennomsnitt	Median	N
Koliforme MPN/10 ml	23	1011	218	129	32
<i>E.coli</i> MPN/10 ml	3	222	40	22	32
Enterokokker MPN/100 ml	14	689	102	33	12
<i>P.aeruginosa</i> MPN/100 ml	0	40	5	1	10
Kimtall 37°C i CFU/100 µl	2	228	58	22	24
Kimtall 22°C i CFU/100 µl	19	TNTC*	123	143	22
pH	7	9	8	8	36
Temperatur (°C)	4	18	13	15	36
Turbiditet (FTU)	1	36	10	4	30
Konduktivitet (µS/cm)	61	237	122	115	36
Strømningshastighet (m/sek)	0,2	0,5	0,33	0,33	12
Siktedyp (cm)	30	>80	70	63	12

*Too Numerous To Count: Ved et antall over 250 kolonier blir kimtallet vurdert som TNTC.

Som det framgår i tabellen, er det variasjon i antall analyser (N) for hver enkelt variabel. Dette skyldes blant annet forskjell i antall paralleller benyttet i analysen av den respektive variabelen. Dette er tidligere beskrevet under materialer og metoder. For turbiditet, *P. aeruginosa* og enterokokker ble det av ulike årsaker ikke mulig å analysere på visse prøvetakingstidspunkt. Dette har også påvirket variasjonen av N i tabellen. Tabellen viser minimum (min) og maksimum (max) verdi samt gjennomsnittsverdi og median for hver variabel. For noen variabler er variasjonen stor og dette vil derfor påvirke gjennomsnittsverdien.

pH

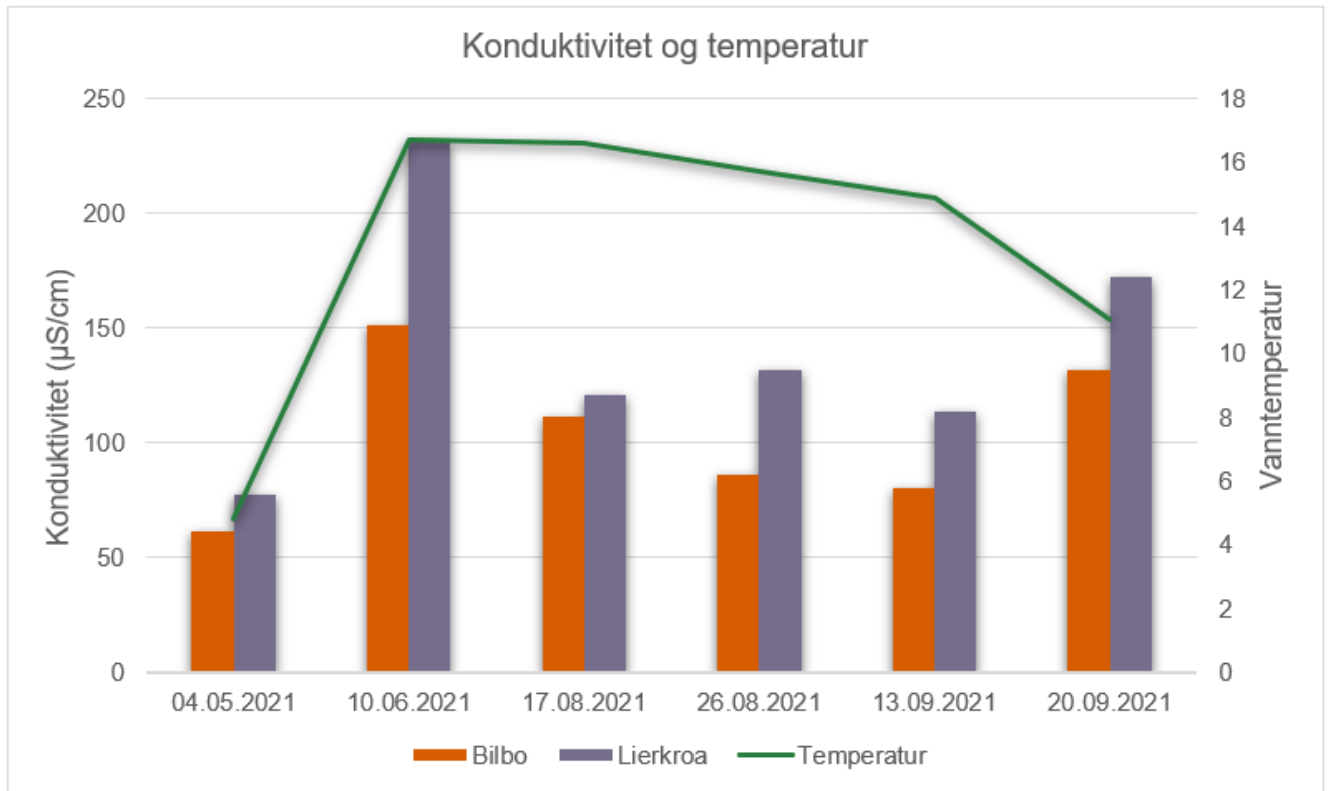
Figur 1: Visuell fremstilling av pH ved gjennomsnittsverdier tatt fra tre paralleller på de ulike lokalitetene. Figuren fremstiller i tillegg nedbørmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.



Figur 1 viser en grafisk fremstilling av variasjonen i pH fra begge lokalitetene. Av figuren ser vi at vannprøvene fra Lierkroa generelt hadde en høyere pH enn Bilbo, hvor pH varierte fra 7,8-8,3 med tydelige svingninger. Vannprøvene fra Bilbo viser en gradvis økning fra 7,3, før det stabiliserte seg rundt 8. Figuren viser at pH var lavest i de periodene med mest nedbør, for så å gradvis stige, før den mer eller mindre stabiliserte seg i perioder med mindre nedbør.

Konduktivitet og vanntemperatur

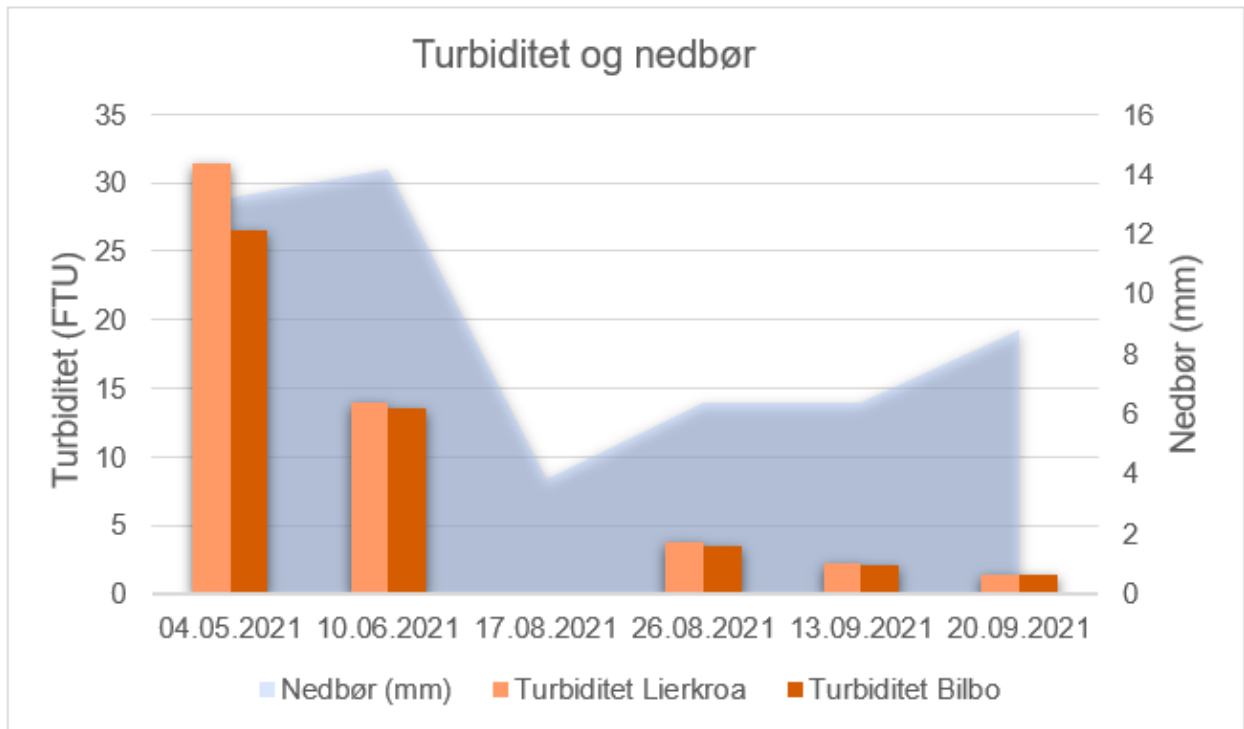
Figur 2: Visuell fremstilling av konduktivitet og vanntemperatur ved gjennomsnittsverdier beregnet ut fra tre paralleller tatt fra Lierkroa og Bilbo.



Figur 2 viser en grafisk fremstilling av temperatur og konduktivitet i vannprøvene de ulike prøvetakingsdatoene fra begge lokalitetene. Av figuren ser vi at konduktiviteten økte med stigende temperatur, og trenden i variasjon var lik for begge lokaliteter. Sammenligner vi lokalitetene ser vi at vannprøvene fra Lierkroa hadde noe høyere konduktivitet enn prøvene tatt fra Bilbo ved samtlige datoer.

Turbiditet og nedbør

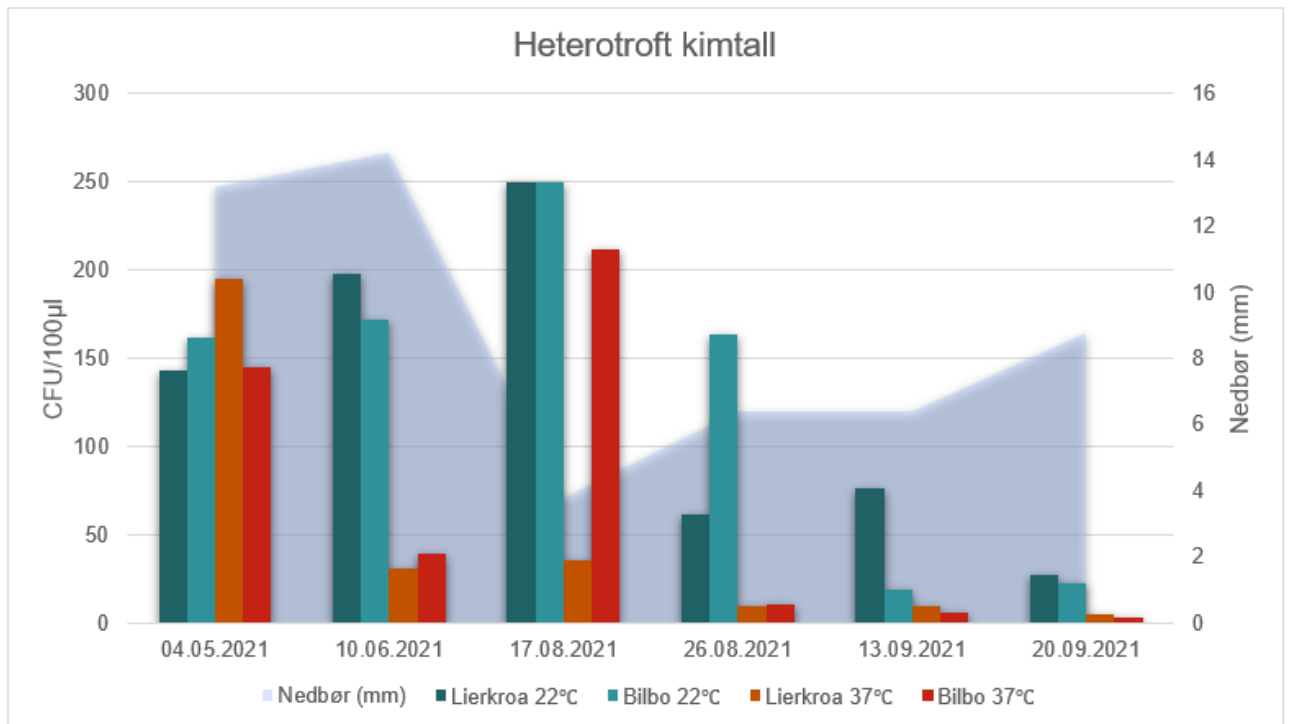
Figur 3: Visuell fremstilling av turbiditet ved gjennomsnittsverdier beregnet ut fra tre paralleller tatt fra Lierkroa og Bilbo. Figuren fremstiller i tillegg nedbørsmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.



Figur 3 viser en grafisk fremstilling av turbiditet i vannprøvene de ulike prøvetakingsdatoene fra begge lokalitetene. Av figuren ser vi at turbiditeten var klart høyest i mai for begge lokalitetene. Det var også på dette tidspunktet at nedbørsmengden var størst. Videre ser vi at turbiditeten i vannprøvene blir lavere utover sommeren og høsten, hvor også nedbørsmengden er mindre. Dette gjelder for begge lokaliteter. Som figuren viser ble det ikke gjort turbiditetsmålinger 17. august, da det var feil med måleutstyret vårt.

Heterotroft kimtall og nedbør

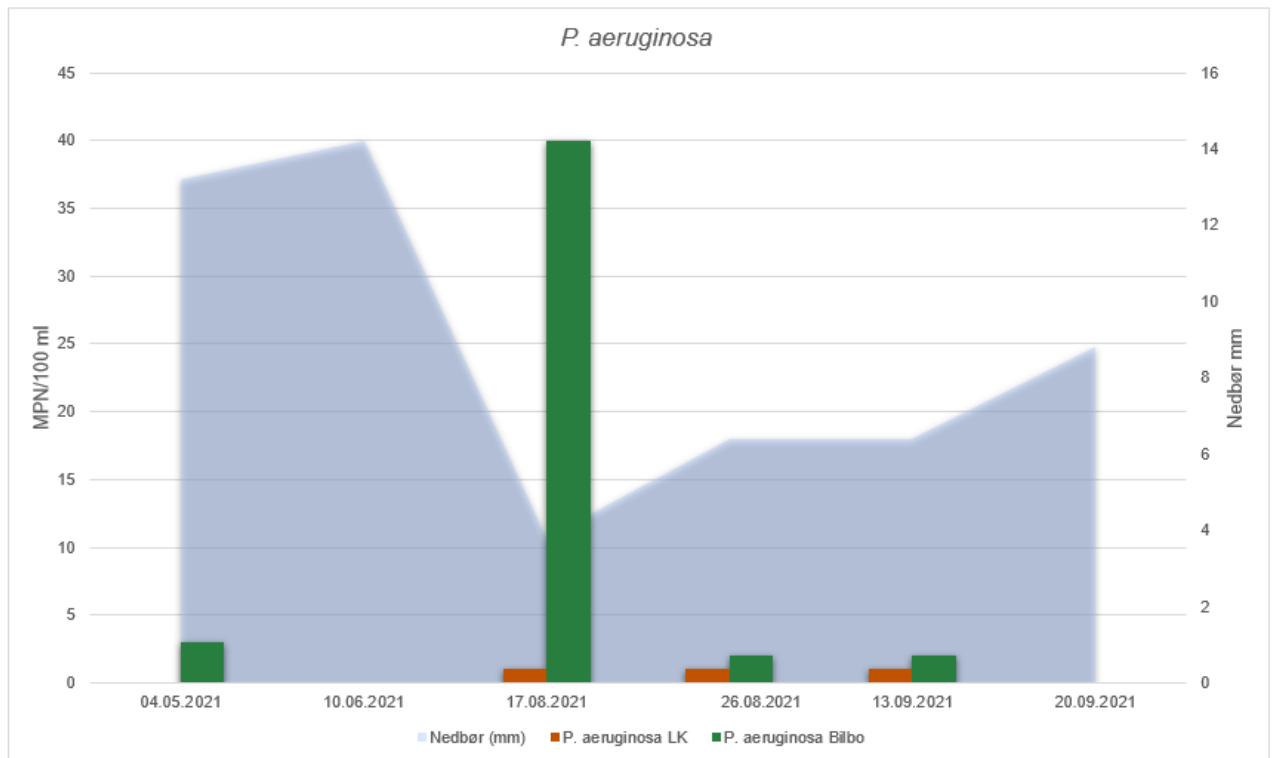
Figur 4: Visuell fremstilling av heterotroft kimtall i CFU/100 µL ved 22°C og 37°C ved gjennomsnittsverdier beregnet ut fra to paralleller tatt fra Lierkroa og Bilbo. Figuren viser i tillegg nedbørsmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.



Figur 4 viser en grafisk fremstilling av kimtall ved 22 °C og 37 °C, for begge lokaliteter. Disse dataene sees også i sammenheng med nedbørsmengde. Figuren viser at kimtall var høyest den 17. august. Ved denne prøvetakingsdatoen var kimtall 22 °C TNTC ved både LK og Bilbo, og verdien er derfor satt til 250. Ved de to første prøvetakingsdatoene var det høyere nivå av kimtall enn ved de tre siste datoene. Ved disse målingene var også nedbørsmengden større. Likevel var nivået av kimtall høyest 17. august, hvor nedbørsmengden var lavest.

P. aeruginosa

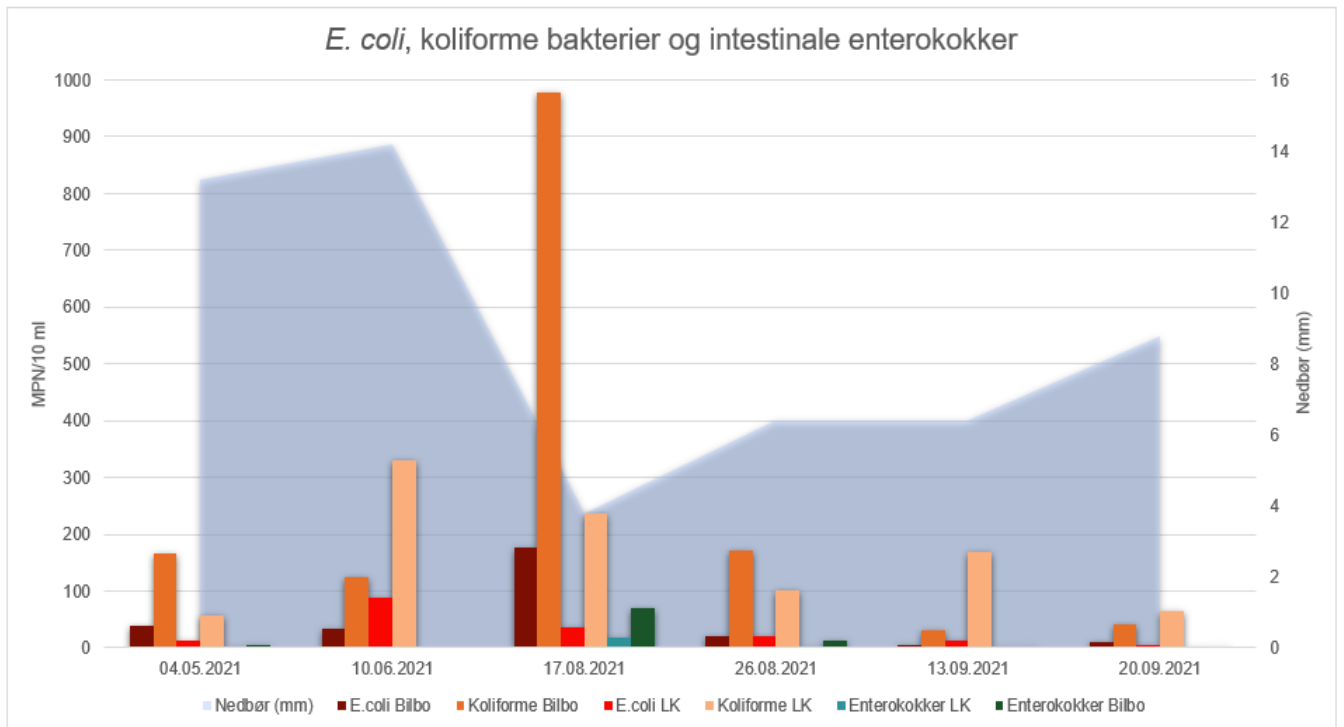
Figur 5: Visuell fremstilling av P. aeruginosa målt som MPN/100 ml, analysert fra vannprøver tatt fra begge lokaliteter. Figuren viser i tillegg nedbørsmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.



Figuren viser mengde *P. aeruginosa* til stede i vannprøvene på de ulike datoene for begge lokalitetene. I resultatene fra Bilbo ser vi lite variasjon, med unntak av 17. august hvor det ble funnet 40 MPN/100 ml *P. aeruginosa*. Dette var en markant økning sammenlignet med resultatene fra de andre datoene. Det ble ikke analysert for bakterien den 10.06.21. Fra vannprøvene tatt ved Lierkroa var mengde *P. aeruginosa* lavt (1 MPN/100 ml), og to av prøvene var i tillegg negative. Mengden *P. aeruginosa* var generelt høyere ved Bilbo på samtlige datoer, men utenom Bilbo 17. august var nivået av bakterien generelt lav.

***E. coli*, koliforme bakterier og intestinale enterokokker**

Figur 6: Visuell fremstilling av E. coli, koliforme bakterier og intestinale enterokokker, som MPN/10 ml, fra begge lokaliteter. Figuren fremstiller i tillegg nedbørsmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.

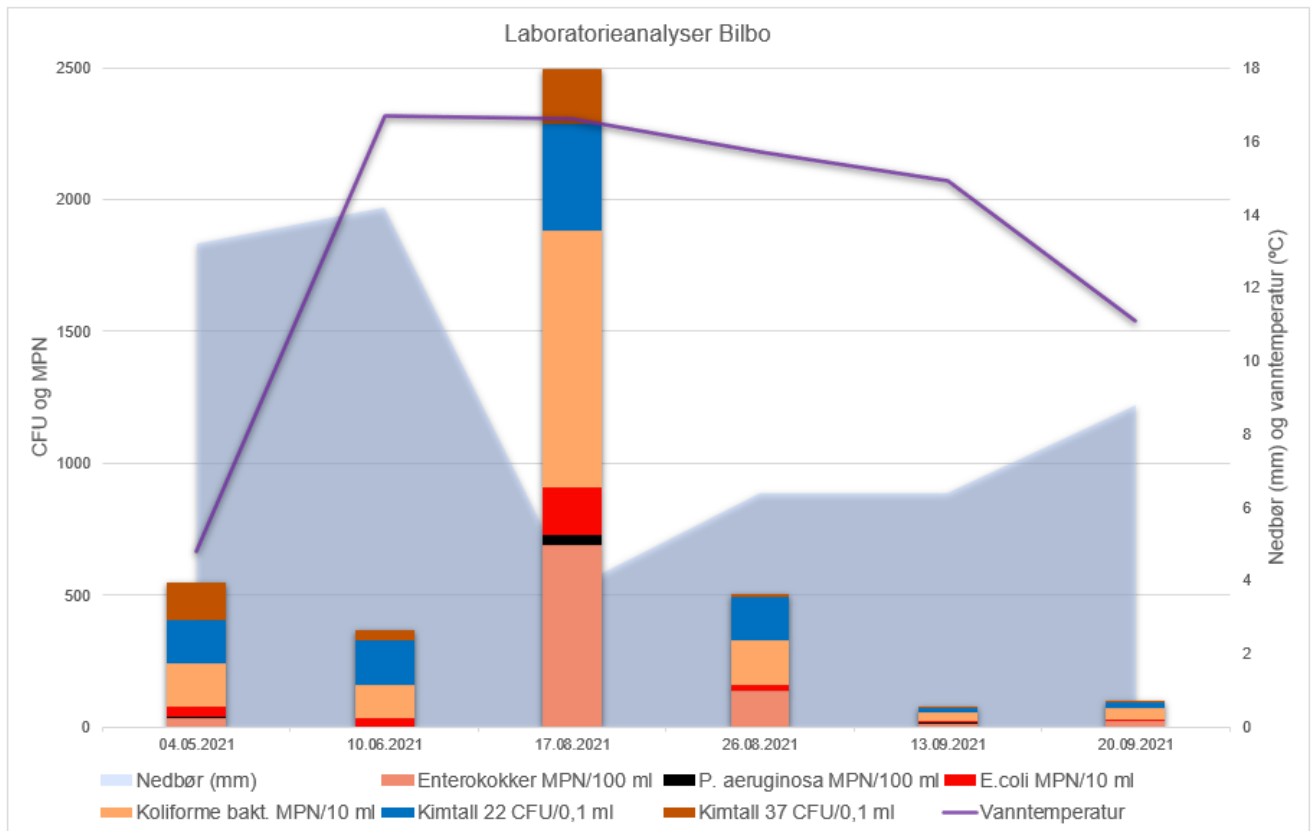


Figur 6 viser en grafisk fremstilling av nedbørsmengde, mengde *E. coli*, koliforme bakterier og enterokokker i vannprøver tatt de ulike prøvetakingsdatoene i de ulike lokalitetene. Ved analyse av *E. coli* og koliforme bakterier ble MPN målt per 10 ml, mens det for intestinale enterokokker ble målt som MPN per 100 ml. For å kunne sammenligne verdiene i en og samme figur har antall enterokokker blitt omregnet til MPN per 10 ml. Av figuren ser vi at mengde *E. coli*, koliforme bakterier og intestinale enterokokker varierer i prøvetakningsperioden, med en økning i august, spesielt ved Bilbo. Det er et generelt høyt nivå av *E. coli* og koliforme bakterier i alle vannprøvene.

Laboratorieanalyser

Figur 7: Visuell fremstilling av alle laboratorieanalyser tatt fra de ulike prøvetakingsdatoene ved Bilbo. Figuren fremstiller også vanntemperatur målt som gjennomsnitt mellom prøver tatt

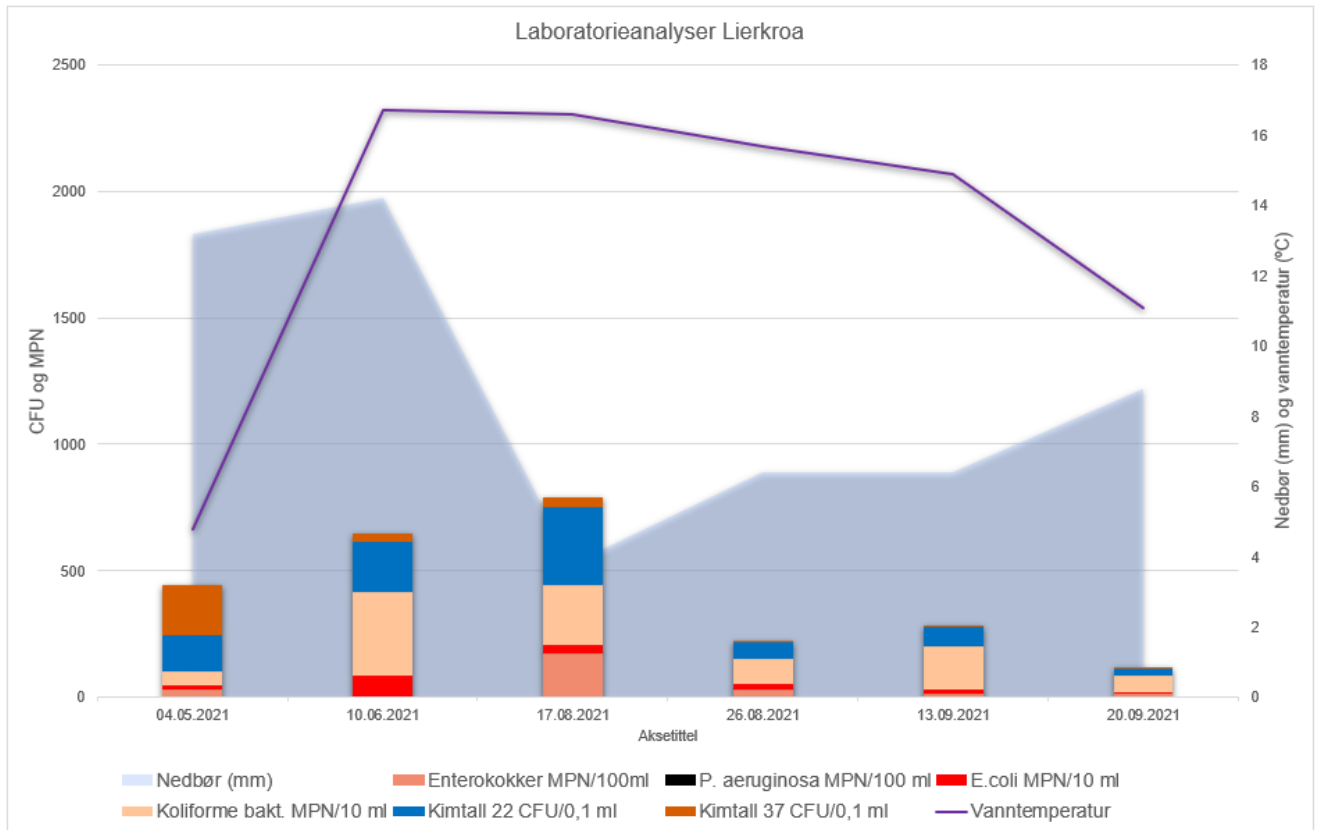
fra begge lokalitetene, i tillegg til nedbørsmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.



Figuren viser en oversikt over alle bakterieanalyserne samlet i en søyle for hver prøvetakingsdato fra Lierkroa. Kimtall er målt som CFU/0,1 ml, *E. coli* og koliforme bakterier som MPN/10 ml, mens enterokokker og *P. aeruginosa* er målt som MPN/100 ml. Figuren gir kun et visuelt bilde over total mengde mikroorganismer ved de ulike prøvetakingsdatoer, og kan ikke brukes til å sammenligne andel kimtall i forhold til de andre mikrobiologiske analysene. Av figuren ser vi at det samlede bakterieantallet var høyest 17. august, og lavest 20. september.

Figur 8: Visuell fremstilling av alle laboratorieanalyser tatt fra de ulike prøvetakingsdatoene ved Lierkroa. Figuren fremstiller også vanntemperatur målt som gjennomsnitt mellom prøver

tatt fra begge lokalitetene, i tillegg til nedbørsmengden i millimeter (mm) syv dager før prøvetakingsdato, inkludert dagen prøvene ble tatt.



Figuren viser en oversikt over alle bakterieanalysene samlet i en søyle for hver prøvetakingsdato fra Lierkroa. På grunn av bruk av samme verdier på y-aksen som figur 7, ser mengden bakterier generelt lavere ut på figur 8. Leser vi av verdiene ser vi at det totale antallet av bakterier faktisk var høyere gjennom prøvetakingsperioden sammenlignet med Bilbo, med unntak av 17.august. I likhet med Bilbo, ser vi også av denne figuren at det samlede bakterieantallet var høyest 17. august, og lavest 20. september.

Diskusjon

Vannkvalitet

Lierelva er en overflatekilde hvor vannkvaliteten påvirkes av naturlige og menneskeskapte faktorer (Vannportalen, 2018). Gjennom dette prosjektet har vi tatt vannprøver fra to lokaliteter, Lierkroa og Bilbo, i mai, juni, august og september. Vannprøvene ble analysert for et utvalg av fysisk-kjemiske og biologiske parametere. Et av hovedformålene var å beskrive vannkvaliteten i elva og variasjonene gjennom prøvetakingsperioden.

Trender i vannkvalitet gjennom prøvetakingsperioden

Begge lokalitetene ligger sør i elva, og vannkvaliteten påvirkes i stor grad av de samme miljøfaktorene. I tidligere rapporter har det kommet frem at vannkvaliteten er dårligere lenger sør i vassdraget på grunn av mer intensivt jordbruk (Lier kommune, 2019). Av resultatene våre ser vi en tydelig trend for begge lokalitetene, med en klar topp i august når det gjelder mengde bakterier. Jevnt over har Lierkroa høyere nivåer av samtlige bakterier, med unntak av intestinale enterokokker og koliforme bakterier i august. Lierkroa er den sørligste av de to lokalitetene og resultatene kan forklares ved at avrenning fra jordbruk og fekal forurensning fra husdyr og avløp, øker nedover i vassdraget.

pH

I våre analyser varierte pH gjennom prøvetakingsperioden, hvor den laveste målingen var 7 og den høyeste 9. Av resultatene våre ser vi at Bilbo var den lokaliteten med lavest pH. Den mest gunstige pH-verdien i elver er 7,4 (NASA, U.å). Optimal pH er viktig, både for å unngå toksiske nivåer av løselige metaller og for å sikre liv i det akvatiske miljøet (Fondriest environmental, 2013). Årsaker til pH-endringer kan være sur nedbør, avløpsvann og avrenning fra jordbruk, industri og tettbygde områder (Feng et al., 2017). Bilbo ligger lengst

nord av de to lokalitetene og er omringet av tettpakket skog. Lokaliteten er i mindre grad påvirket av avrenning fra jordbruk da jordbruket er mer intensivt lenger ned i elva. Av resultatene ser vi at pH i vannprøvene var lavest i perioder med mye nedbør. Da regn er svakt surt, vil perioder med mye nedbør og flom føre til lavere pH i elva. Sur nedbør gir en økt tilførsel av oppløst CO₂ i vannet. Med økende CO₂-tilførsel øker også fotosyntesen (Fondriest environmental, 2013). En av konsekvensene av økt fotosyntese er reduksjonen av karbonsyre i vannet som igjen resulterer i en høyere pH.

Nedbør

Nedbørsmengden varierer med årstidene. Dette bidrar til en naturlig sesongvariasjon i vannkvaliteten. Av resultatene ser vi at nedbørsmengden var størst i mai og juni, med relativt lite nedbør i august og september. Generelt var klimaet preget av lite nedbør sammenlignet med normal nedbørsmengde for mai, juni, august og september året før (Yr, U.å.). Den lave nedbørsmengden gav tidvis lav vannstand på begge lokalitetene. Strømningshastigheten i elva påvirkes i stor grad av nedbørsmengde, og vil i perioder med lite nedbør preges av grunnvannstilsetning (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2006). Økt vannmengde vil ha en fortynnende effekt på forurensningen i vannet (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2004). Strømningshastigheten vil og gi erosjon og massetransport avhengig av hastighet og motstand, som igjen påvirker turbiditeten i elva. Strømningshastigheten er avgjørende for sediment- og næringsstoffmengden i vannet (Johnson et al., 2015).

Turbiditet og påvirkningen av nedbørsmengde

Turbiditet er en viktig parameter ved beskrivelse av vannkvalitet, både av biologiske, hygieniske og estetiske grunner. Turbiditet er som tidligere nevnt et mål på vannets klarhet, og en lav turbiditet er ønskelig dersom elva skal brukes som vannkilde. Resultatene fra vår studie viser at turbiditeten varierte mye gjennom prøvetakingsperioden, med en

gjennomsnittsverdi på 10 FTU. Av resultatene ser vi at turbiditeten var høyest i mai med 31 FTU på Lierkroa og 26 FTU på Bilbo. Rent og klart elvevann har normalt en turbiditet fra 0,5-1 FTU (NIVA, 2008), men turbiditet kan variere stort, avhengig av elvetype.

I starten av prøvetakingsperioden, hvor turbiditeten var høy på begge lokalitetene, var også nedbørsmengden stor. Når nedbørsmengden er stor og strømhastigheten øker, vil det bli en økt erosjon og massetransport av løsmassene i elva. Siden Lierelva består av leirholdige masser, er elva derfor utsatt for økt turbiditet. I tillegg vil næringsstoffer fra jordbruk og avløp, sammen med vegetativ debris og mikroorganismer føre til økt turbiditet (Järvenpää & Lindström, 2004). Mikroorganismer er ofte bundet til partikler i vannet, og økt partikkelforurensning vil derfor føre til økt mengde mikroorganismer. Det er også forsket på at bakteriene som er festet til partiklene kan stå for opptil 90 % av den biologiske bakterielle aktiviteten i vannet (Crump et al., 1998).

Partikkelforurensning kan føre til eutrofiering og algeoppblomstring. Algeoppblomstring forsterker økningen i turbiditet, gir mer sedimentavsetning, lavere oksygennivå på dypet og mindre lyspenetrasjon. Dette har følgelig konsekvenser for det akvatiske miljøet, samtidig som oppblomstring av blågrønne alger kan være toksisk for mennesker (Boyd, 2015).

I SFT sin veileder fra 1997 ble det fastsatt grenseverdier for turbiditet når det gjaldt bading (Andersen et al., 1997). Grenseverdien for egnet badevann ble satt til <1 FTU, og vannet var ikke egnet ved turbiditet >5 FTU. I nyere tid har det blir diskutert hvorvidt grenseverdiene for blant annet turbiditet bør endres, og i en rapport ble det laget nye forslag til grenseverdier for turbiditet som diskusjonsgrunnlag (NIVA, 2018). I denne rapporten ble vann med turbiditet på <2 FTU satt til meget godt egnet når det gjelder badevann, mens vannet var dårlig egnet hvis turbiditeten var >10 FTU. Det er ikke fastsatt en grenseverdi for turbiditet i vanningsvann. Dersom vann med høy turbiditet brukes til jordvanning, er det en viss fare for

forurensning med organisk materiale på råvarene. Vanningsvann med høy turbiditet utgjør i tillegg en risiko for kontaminasjon med bakterier, da det er vist at bakterier følger partikler i vann. Selv om turbiditet kan gi en indikasjon på hygienisk status av vannet, er det viktig å bemerke seg at klart vann ikke nødvendigvis er rent og kan inneholde sykdomsfremkallende mikroorganismer (Boyd, 2015).

Temperatur og konduktivitet

Temperaturen i vannet er en viktig faktor når vannkvaliteten skal beskrives. Temperatur påvirker den biologiske aktiviteten og veksten i vannet, samt flere kjemiske reaksjoner (Fondriest environmental, 2013). Økt temperatur fører til mindre oksygen, som igjen har betydning for det akvatiske livet. I tillegg vil vann med høyere temperatur inneholde mer løselige stoffer og ioner enn kaldt vann. Dette gjør at konduktiviteten øker med temperaturen. Resultatene våre viser at vanntemperaturen var lavest i mai og økte betydelig til neste prøvetakingsdato i juni. Konduktiviteten fulgte temperaturen i denne perioden. I tillegg til temperatur, påvirkes konduktiviteten av sedimenter i elvebunnen som løses opp, og næringssalter fra avrenning (Boyd, 2015). Det er derfor naturlig at konduktiviteten øker med økt turbiditet. I våre resultater ser vi at konduktiviteten ved første prøvetaking var lav, selv om turbiditeten var høy. Dette kan mulig forklares med den lave temperaturen på det samme tidspunktet. Konduktiviteten i vannforekomster er relativt stabile, og økt konduktivitet kan dermed gi en indikasjon på kontaminering av salter i elva (Banna et al., 2014).

Mikrobiologiske parametere

For å beskrive og vurdere vannkvalitet er mikrobiologiske analyser helt essensielt. Fekal forurensning fra mennesker og dyr utgjør en stor risiko for vannkvaliteten (WHO, 2011). Forurensning med fekale bakterier kan føre til spredning av sykdom, og overvåkning er derfor viktig for å sikre folke- og dyrehelse.

Resultatene våre viser at totalmengden med bakterier var høyest i august for begge lokalitetene. Kimtallet ved 22 °C var høyere enn kimtallet ved 37 °C i samtlige prøver. Dette er forventet da det hovedsakelig er mikroorganismer fra jord- og vannmiljø som vokser ved 22 °C. Kimtallet ved 22 °C vil derfor i stor grad påvirkes av nedbør, strømningshastighet og tilgang på næringsstoffer i vannet. Et høyt kimtall av slike mikroorganismer har vanligvis ingen helsemessig betydning, men kan føre til vond smak og lukt på vannet (Edberg & Smith 1988; WHO 2011; Verhille 2013). Majoriteten av kimtallet ved 37 °C er mikroorganismer som har reservoar hos dyr og mennesker. Dette gjør at høye nivåer kan øke mistanken om fekal forurensning, men siden bakteriene som inngår i kimtallet har varierende forekomst i miljøet, vil ikke kimtallet være en god indikator på fekal forurensning. Resultatene våre viser at de koliforme bakteriene utgjør majoriteten av kimtallet ved 37 °C på begge lokalitetene, i tillegg til en mindre andel av *E. coli*. Til tross for at kimtall ikke er en god indikator på fekal forurensning, vil signifikante endringer i kimtall gi en indikasjon på endring av vannkvaliteten (Bartram et al. 2003; Verhille 2013).

Høye nivåer av koliforme bakterier er ikke nødvendigvis korrelert med fekal forurensning av vannet, og tolkning av resultatet bør settes opp mot andre biologiske indikatorer. Koliforme bakterier kan vokse i ulike miljøhabitater som tarm, vann og jord. Tilstedeværelse av store mengder koliforme bakterier i vann kan derfor indikere mye organisk materiale i vannet (Seo et al., 2019). Forskning har vist at det ikke er en korrelasjon mellom mengde koliforme bakterier og patogene mikroorganismer (Saxena et al., 2015). Dette gjør at bakteriene alene ikke egner seg som indikator på fekal forurensning av vannet, og bør vurderes opp mot *E. coli* og intestinale enterokokker.

E. coli er den mest pålitelige og brukte indikatoren på fekal forurensning (Saxena et al., 2015). Det skyldes blant annet den høye forekomsten i tarm hos varmblodige dyr og den lave forekomsten i vannmiljø grunnet dårlig overlevelsessevne (Saxena et al., 2015; WHO, 2011). Mengden *E. coli* i vannprøvene var generelt høyt med et gjennomsnitt på 40 MPN/10 ml. Selv om majoriteten av *E. coli* er ufarlige, utgjør de patogene stammene en risiko for dyre- og folkehelse (WHO, 2011). Resultatene våre indikerer derfor at elva er utsatt for fersk fekal forurensning. Kilden til forurensningen kan blant annet stamme fra avløp, gjødsel fra husdyr og ville dyr. På grunn av varierende årsaker til forurensning med *E. coli*, er ikke funn av bakterien nok til å kunne si noe om selve opprinnelsen til forurensningen (Reishcer et al., 2008). Ved høye nivåer av *E. coli* bør det derfor gjøres videre undersøkelser for å kartlegge hvor forurensningen kommer fra.

Av resultatene ser vi at mengden intestinale enterokokker var kraftig forøket på begge lokaliteter i august. Intestinale enterokokker brukes som fekale indikatorbakterier, de er mer motstandsdyktige for miljøpåvirkning og overlever lenger i vann enn *E. coli*. På grunn av dette har intestinale enterokokker ofte blitt brukt til å si noe om forurensning på et tidligere tidspunkt i saltvann eller ved ugunstig prøvebehandling. Forskning har vist at enterokokker er vidt distribuert i forskjellige miljøhabitater, også i vann som er lite fekalt forurenset (Byappanahalli et al., 2012). Dette reduserer validiteten som en fekal indikatorbakterie. Likevel har nyere forskning vist at intestinale enterokokker er nyttige indikatorer for den mikrobiologiske kvaliteten av vannet (Saxena et al., 2015). I studien er det listet opp flere grunner til at de er egnet som fekale indikatorbakterier. Blant annet korrelasjonen mellom bakteriene og helserisiko ved inntak av kontaminert drikkevann, tilstedeværelsen i tarm hos varmblodige dyr, den lange overlevelsestiden i vann sammenlignet med koliforme bakterier og overlevelsesmønsteret som er vist å være lik mønsteret til mulig vannbårne patogene bakterier (Figueras et al., 2018; Layton et al., 2010).

Nivået av *P. aeruginosa* i vannprøvene var lave i samtlige prøver, og vil derfor ha liten innvirkning på lukt, smak og turbiditet. Da bakterien er biofilmdannende vil lave mengder av bakterien føre til redusert forekomst av biofilm iblant annet distribusjonsnett til vanningsvann.

Faktorer som påvirker vannkvalitet

De største utfordringene knyttet til vannkvaliteten i Lierelva har vært avrenning fra jordbruk og avløpsvann på avveie (Vannportalen, 2018). På grunn av store jordbruksområder, utfordringer knyttet til fellesledninger og private avløpsanlegg, er elva utsatt for flom og forurensning. Ved kraftig nedbør vil avløpssystemet bli presset, og ubehandlet avløpsvann kan renne ut i elver og på den måten forurense vannet (Tryland et al., 2014).

I tillegg til ubehandlet avløpsvann, har flere rapporter avdekket svakheter knyttet til de private rensanleggene hvor halvparten av anleggene ikke tilfredsstiller renskravet for tarmbakterier (Lier kommune, 2017). Ubehandlet og dårlig behandlet avløpsvann er derfor en viktig kilde til forurensning av tarmbakterier i elva. Kraftig nedbør vil i tillegg føre til økt vannstand og strømføring som i sin tur fører til erosjon og massetransport av sedimenter, som bidrar til økt bakterieforekomst i vannet. Avrenning fra jordbruk og avløpsvann tilfører elva næringssalter og fører til algeoppblomstring. Eutrofiering og algeoppblomstring har vist og ha en positiv effekt på bakterieveksten i vannet (Byappanahalli et al., 2012). Nedbørsmengde er derfor en viktig faktor når det gjelder vannkvalitet, da det fører til økt bakterievekst og økt turbiditet.

Jordvanning

I 1997 ble det laget en veileder for miljøtilstand og klassifisering av egnethet for blant annet jordvanningsvann. Den ble utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Hovedhensikten var å gi ulike faggrupper og

personer innen forskning, forvaltning og rådgivning et enhetlig verktøy for vurdering av miljøtilstand i ulike typer vannforekomster tilpasset norske forhold (Andersen et al., 1997).

Tabell 2: Vurderingskriterier for å si noe om vannforekomsten sin egnethet som jordvanningsvann. Klassegrensene er hentet fra SFTs-veileder fra 1997 (Andersen et al., 1997)

	Virkninger av	Parametere	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
Jordvannings- vann	Næringssalter	Total fosfor, µg/l	<11	11-20	20-50	>50
		Klorofyll a, µg/l	<4	4-8	8-20	>20
	Tarmbakterier	Termot. Koli. Bakt. (TKB), Ant./100 ml	<2	2-20	20-100	>100
		Koliforme bakt., Ant./100 ml	<20	20-200	200-1000	>1000

SFT sin veileder klassifiserer den hygieniske kvaliteten på vanningsvann kun basert på parameterne termotolerante koliforme bakterier (TKB) og koliforme bakterier (KB). I veilederen stilles det strenge krav til den hygieniske vannkvaliteten, spesielt for vann til bruk for frukt, bær og grønnsaker som blir spist rå uten å skrelles. Hvis det ikke vannes i perioden to uker før høsting, eller at det vannes med dryppvanning, er kravene noe mindre strenge. SFT sitt system blir kun delvis brukt i dag, og det stilles ingen obligatoriske krav til kvaliteten på vanningsvann i Norge (Eckner et al., 2014).

Det nasjonale kvalitetssikringssystemet for landbruket (KSL) har laget en standard bestående av flere sjekklister og veiledere. I henhold til denne er bønder pålagt å analysere minst én vannprøve hver sesong for *E. coli*. Dette gjøres for å dokumentere den hygieniske kvaliteten på vanningsvannet, selv om det ikke er gitt spesifikasjoner på når vannet skal testes (KSL, 2021). Det er også andre aspekter inkludert i KSL, slik som bevissthet om opprinnelsen til forurensing og beskyttelse av vannkilden.

Gartnerhallen og BAMA tar utgangspunkt i SFT sin gamle veileder og VKM sin risikoanalyse fra 2014, når vannprøver som salatbønder sender inn skal vurderes som egnet for jordvanning eller ikke (Bama, 2021; Gartnerhallen, 2021).

Tabell 3: Gartnerhallen sine krav til vanningsvann (Gartnerhallen, 2021).

Fortolkning	God	Mindre god	Ikke akseptabel
<i>E. coli</i>	2-20 CFU/100 ml	20-100 CFU/100 ml	>100 CFU/100 ml
Intestinale enterokokker	<100 CFU/100 ml	100-1000 CFU/100 ml	>1000 CFU/100 ml

I tabellen står Gartnerhallen sine verdier for hva som er god, mindre god, og ikke akseptable nivåer for *E. coli* og intestinale enterokokker i vanningsvann. Om verdiene ikke er akseptable skal prøven også analyseres for *Salmonella* spp., og denne skal da ikke være påvist.

Termotolerante koliforme bakterier (TKB) er erstattet med *E. coli*. En viktig grunn er at analysen for *E. coli* er mer spesifikk som fekal indikatorbakterie enn analysen for TKB. Ved analyse av TKB vil man få inkludert en del bakterier som ikke har fekal opprinnelse, slik at det vil kunne bli falske positive resultater.

Tilsynet for små avløpsanlegg i Lier kommune, tar også utgangspunkt i SFT sin veileder når Lierelva vurderes som kilde for bruk til jordvanning (Tilsynet for små avløpsanlegg, 2021).

De ser imidlertid at veilederen bruker 90-persentilen ved store variasjoner i antall tarmbakterier. Da bakterietallene øker i forbindelse med kraftig nedbør, og det i slike situasjoner ikke vannes, har tilsynet i Lier kommune ikke sett det som riktig å bruke 90-persentilen. De har derfor manuelt sammenlignet bakterietallene med døgn-nedbør og luket vekk noen resultater, uten at det finnes noe tydelig kriteriesett for dette (Tilsynet for små

avløpsanlegg, 2021). Kommunen er også kjent med at Gartnerhallen og BAMA baserer seg på andre grenseverdier, uten at kommunen har mottatt noe dokumentasjon for deres valg.

Klassifiseringssystemet bør baseres på vurdering av helserisiko, og hva som tolereres som akseptabel risiko. For å vurdere dette er det relevant å sammenligne med hvilken praksis som brukes i andre land. Vanlig brukte retningslinjer for kvalitet på vanningsvann i andre land, gjelder som regel for gjenbruk av avløpsvann. I Lier vannes det med overflatevann, og det finnes derfor få retningslinjer. I Storbritannia vannes det på omtrent samme måte som i Norge, men det er heller ikke her satt noen nasjonale aksepterte kvalitetskriterier (Tyrell, 2008). Dette betyr at det kreves et mer omfattende arbeid og forskning for å kunne vurdere krav til hygienisk vannkvalitet i vanningsvann under norske forhold.

Vannprøver relatert til jordvanning

I denne studien varierte resultatene for *E. coli*, koliforme og intestinale enterokokker gjennom prøvetakingsperioden. *E. coli* varierte fra 50 MPN/100 ml til hele 1770 MPN/100 ml, hvorav de høyeste verdiene ble målt i juni og august. August var en tørr måned, og derfor trolig en måned hvor vann fra elva ble brukt som vanningsvann. I august lå *E. coli* nivåene, både fra LK og Bilbo, godt over 100 MPN/100 ml. I denne perioden vil vannet derfor bli sett på som ikke akseptabel til bruk for jordvanning. Selv om resultatene for *E. coli* ikke kan sammenlignes direkte med de hygieniske parameterne definert i SFT sin veileder, vil en indirekte sammenligning kunne gjøres da *E. coli* er en undergruppe av TKB. Konsentrasjoner av *E. coli* skal derfor ikke overstige konsentrasjoner av TKB (Paruch & Mæhlum, 2012). Dermed vil alle vannprøver i studien bli satt i kategori mindre god til ikke akseptabel for bruk til vanningsvann, med hovedvekt av prøver på nivået for ikke akseptabel. Dette gjelder ved bruk av Gartnerhallen, BAMA og Lier kommune sine utarbeidede krav.

Resultatene for koliforme bakterier varierte fra omkring 300 MPN/100 ml til rett under 10.000 MPN/100 ml. Det var generelt høye nivåer, hvor det også her var juni og august som kom dårligst ut. Disse nivåene av koliforme bakterier gjør at vannet ved de to lokalitetene i Lierelva klassifiseres som mindre god til ikke akseptabel, også for denne indikatorbakterien. Resultatene for intestinale enterokokker viste et generelt lavere nivå av bakterier, hvor de fleste vannprøvene viste verdier under 100 MPN/100 ml. Vannet blir dermed sett på som god til bruk som vanningsvann dersom en bruker samme krav som Gartnerhallen for intestinale enterokokker.

Tilstedeværelsen av matbårne patogener i vanningsvann antyder en mulig risiko for sykdomsoverføring via grønnsaker og frukt, spesielt de som spises rå. Selv om vannprøvene i vår studie klassifiseres som mindre egnet til ikke akseptabel til bruk som vanningsvann, er ikke nødvendigvis helserisikoen stor ved bruk av vann fra Lierelva. Risikoen er avhengig av en rekke variabler, inkludert konsentrasjonen av patogenet, dets persistens i miljøet og på matvaren, evnen til å formere seg, vanningsstidspunkt relatert til høsting, patogenets infektive dose, samt forhold mellom vanningsmetode og risiko for kontaminasjon (Uyttendaele et al., 2015). I tillegg kompliseres bildet av at vannkvaliteten i elva ikke er den samme som det som lander på matvarene. Mange større jordvanningssystemer i Norge i dag har blant annet tatt i bruk UV-lys for å desinfisere vannet (Rukke, 2021). Andre faktorer som plutselig trykkøkning og trykkfall vil også kunne ha innvirkning på konsentrasjonen av patogener.

Vurdering av sykdomsrisiko

For å bestemme den mikrobielle kvaliteten og hygiene, for verifisering av god landbrukspraksis i grønnsaksproduksjon, er det vanlig å overvåke tilstedeværelsen og nivåene av indikatorbakterier i vanningsvannet. I denne studien så vi blant annet på *E. coli* som en indikatorbakterie, hvor det generelt ble påvist høye nivåer. Det finnes flere

sykdomsfremkallende varianter av *E. coli*, hvor den mest alvorlige varianten er EHEC. Denne varianten har en endemisk forekomst i Norge, men med lav prevalens. Den har en lav infektiv dose, og selv om den i andre land er en av de hyppigste patogenene involvert i vann- og matrelaterte utbrudd, er kun ett utbrudd av *E. coli* O157 koblet til norske vegetabilier (FHI, 2014). Selv om EHEC er uvanlig i Norge, kan konsekvensen av smitte være svært alvorlig. Selv ved funn av høye nivåer av *E. coli* i våre vannprøver vil ikke dette nødvendigvis reflektere tilførselen av EHEC og andre enteriske patogener i vannkilden, men det er rapportert en viss prediktiv verdi. Det er altså en viss sammenheng mellom påviste indikatorer og nærvær av patogene bakterier selv om denne sammenhengen ikke er kvantitativ (Harwood et al., 2005; Jjemba et al., 2010; Shelton et al., 2011). Risikoen for smitte av EHEC ved bruk av vann fra Lierelva som vanningsvann, kan derfor ikke ansees som neglisjerbar.

Det er enda mindre entydig hvorvidt påvisning av vanlig brukte indikatorer, som *E. coli* og intestinale enterokokker, har sammenheng med forekomst av patogene virus og parasitter. Overlevelsestiden for slike agens kan være lengre enn for indikatorbakteriene. I tillegg vil indikatorbakteriene heller ikke indikere nærvær av patogene mikroorganismer med en annen kilde enn varmblodige dyrs tarmtrakt, slik som for eksempel *Listeria monocytogenes*, *Clostridium* spp., *Pseudomonas* spp., *Aeromonas* spp., og en rekke parasitter (Eckner et al., 2014). Imidlertid er det stor mulighet for påvisning av et hvilket som helst patogen ved høye nivåer av indikatorbakterier (Pachepsky et al., 2011; Holvoet et al., 2014).

Noro-, sapo- og rotavirus er blant de viktigste virale agens som kan gi mat- og vannbåren infeksjon hos mennesker. Bruken av intestinale enterokokker som indikatorbakterie kan gi en indikasjon på tilstedeværelse av patogene virus. Det er likevel ikke en fullgod metode da norovirus overlever lengre i miljøet enn vanlig forekommende tarmbakterier. I tillegg kan konsentrasjonen av norovirus være høyere enn det som finnes av indikatorbakterier, slik at

bakteriene kan fortynnes til ikke målbare konsentrasjoner samtidig som virus finnes i betydelige konsentrasjoner (Eckner et al., 2014). Derfor har studier sett på andre tilnæringer for å bestemme risikoen for viral forurensning i vann. Det har blant annet blitt sett på spesielle typer bakteriofager som vanligvis finnes i menneskelig avføring, slik som somatiske kolifager og *Bacteroides fragilis* (Leclerc et al., 2000). Det har blitt vist en mulig sammenheng mellom konsentrasjonen av disse og tilstedeværelsen av smittsomme enterovirus i prøver av behandlet avløpsvann (McMinn et al., 2017).

I denne studien ble det ikke gjort spesifikke analyser for tilstedeværelsen av parasitter i vannet. Det er flere parasitter som kan kontaminere vanningsvann, blant annet bendelorm, nematoder og ulike protozoer. *Cryptosporidium*-oocyster og *Giardia*-cyster er hardføre og motstandsdyktige i miljøet. De er derfor anerkjent som viktige patogene parasitter som kan forårsake vannbårne infeksjonsutbrudd (Baldursson & Karanis, 2011). I Norge er det sannsynligvis *Cryptosporidium* spp. som representerer den største trusselen for spredning gjennom vanningsvann (Eckner et al., 2014).

Clostridium perfringens kan være en mulig indikator for parasitter, fordi sporer fra bakterien overlever lengre i miljøet enn protozoene. Det er en bakterie som ofte er isolert fra tarm hos mennesker og dyr, men den er også vidt utbredt iblant annet jord og sedimenter (Brynstad & Granum, 2002). Bakteriens rolle som en god indikator er likevel omdiskutert da studier har vist at den ikke er egnet som fekal indikator for avføring fra herbivore dyr (Vierheilig et al, 2013). Da arter og genotyper av folkehelsemessig betydning for *Cryptosporidium* i stor grad kommer fra herbivore dyr, tyder disse funnene på at *C. perfringens* ikke nødvendigvis er en tilstrekkelig god indikator for kontaminasjon med parasitter.

Patogen overlevelse og vanningsmetode

Når man vurderer mikrobiell kontaminasjon av ferske produkter, er det viktig å forstå at når mikroben er introdusert i vanningsvannet, er faktorene som påvirker deres evne til å overleve, og kanskje til og med vokse, viktige. Evnen patogene organismer har til å feste seg, overleve og vokse på overflaten av ulike frukter og grønnsaker, er avhengig av de metabolske evnene til patogenene selv, det unike settet med iboende faktorer som eies av en bestemt produktvare og faktorer som prosessering, distribusjon og eventuell tilberedning av produktet (Beuchat, 2002). Etter vanning kan enteriske bakteriers evne til å overleve på planten diskuteres, da stressforhold på overflaten kan begrense patogenets overlevelse (Warriner & Namvar, 2010). For å kunne vurdere risikoen for sykdom ved bruk av vann fra Lierelva ville det derfor vært hensiktsmessig å vite mer om hvilke patogene bakterier som finnes i vannet, og hvor stor evne disse har til å overleve på produktene produsert i området.

Vanningsmetode vil også kunne si noe om risikoen for kontaminasjon. Det finnes flere ulike vanningsmetoder, hvor det i Norge vanligvis brukes spredere eller dryppvanning (Eckner et al., 2014). Under feltarbeidet i denne studien ble det observert et stort antall av spredere brukt til vanning. Når spredere brukes, vil vann komme i direkte kontakt med spiselige plantedeler. I tillegg vil vann kunne spurte opp fra bakken og kontaminere vekster med jord. Ifølge flere studier øker sannsynligheten for kontaminering på plantene når de introduseres via en spredere, i motsetning til når vannet tilføres direkte til jorda (Erickson et al., 2010; Kisluk & Yaron, 2012; Zheng et al., 2013). Tidvis høye nivåer av *E. coli* i vannet fra Lierelva, i kombinasjon med bruk av spredere, vil derfor kunne øke sannsynligheten for kontaminasjon av produktene produsert i området.

Begrensninger og usikkerheter

Representasjon

Valg av områder

Valg av områder i Lierelva er, som tidligere nevnt, valgt ut i samarbeid med PLASTPATH-prosjektet. Områdene ble valgt ut på grunnlag av økt sannsynlighet for funn av mikroplast i nedre deler av elva. For å beskrive vannkvaliteten i elva ville det vært hensiktsmessig å ta ut prøver fra flere lokaliteter. Ved å analysere prøver fra en lokalitet i nord, hvor vannkvaliteten er mindre påvirket, ville vi kunne brukt dette som en referanselokalitet for vannkvalitet. Ved å gjøre dette kunne vi vurdert variasjonen nedover i vassdraget og kartlegge mulige kilder til forurensning.

Innsamling av data

For å kunne beskrive og gjøre en fullkarakterisering av vannkvaliteten i Lierelva burde studien inkludert flere vannprøver over en lengre tidsperiode. I denne studien ble det ikke tatt vannprøver i juli. Det hadde vært ønskelig med ukentlige prøvetakinger, spesielt i juni, juli og august, da dette er høysesong for bruk av vanningsvann fra elva. En utvidet analyse for kjemiske parametere, inkludert pesticider, ville også gitt studien et mer helhetlig bilde av vannkvaliteten.

Til tross for at flere studier har koblet dårlig mikrobiologisk kvalitet på vanningsvann til forekomst av menneskelige patogener på grønnsaker og frukt, er direkte bevis på at vanningsvannet forårsaker matbåren sykdom relativt sjeldent (Harris et al., 2012). Feltstudier som viser den faktiske prosessen for kontaminasjon av produkter med vanningsvann, er relativt få. Det ville derfor vært hensiktsmessig å frembringe flere felldata i denne forbindelse, for så å kunne vurdere om vann fra Lierelva er egnet til jordvanning.

Analysemetoder

En viktig forutsetning for å vurdere vannkvalitet er bruken av pålitelige og egnede analysemetoder. I vår studie ble de fysiske-kjemiske parameterne analysert ved hjelp av mobilt måleutstyr ute i felt. Slikt måleutstyr er derfor utsatt for skader, og mulige feil på måleutstyr bør tas høyde for. I august var turbiditetsmåleren i ustand og kunne derfor ikke brukes til å analysere turbiditeten i vannprøvene. For de mikrobiologiske parameterne ble laboratorieanalyser brukt. Forskjellige resultater og mulige feil ved analysene kan skyldes ulikt volum, varighet på inkubasjon og inkubasjonstemperatur. En visuell telling ble gjennomført og resultatene vil derfor kunne variere avhengig av personen som teller.

Intern validitet

Gjennom prosjektet har alt arbeidet blitt utført av de to forfatterne av studien. Metode for innsamling ble bestemt og gjennomgått sammen med veiledere ved første prøvetaking, slik at innsamlingen kunne foregå på en mest mulig standardisert måte hver gang. Feltene hvor prøvetakingen foregikk var på forhånd undersøkt, sammen med PLASTPATH-prosjektet, i forkant av studien.

Ved analyser gjort av fysiske-kjemiske og mikrobiologiske parametere har begge forfattere hatt egne arbeidsoppgaver, slik at analysene foregikk på lik måte hver gang. Individuelle oppgaver bidrar i stor grad til å begrense graden av menneskelig variasjon gjennom prosjektet, og gjør at resultatene i større grad blir standardiserte. Den interne validiteten anses derfor som god.

Ekstern validitet

I denne studien ble det kun samlet inn vannprøver fra to ulike områder av Lierelva. Vi kan derfor ikke anta at vannkvaliteten vil være den samme i andre deler av Lierelva, da både geografi, menneskelig aktivitet, dyreliv, landbruksproduksjon og annen aktivitet ved

prøvetakingssted og oppstrøms, i stor grad vil påvirke vannkvaliteten. For et mer representativt resultat ville derfor hyppigere innsamling over lengre tid, gjort ved flere lokaliteter, vært nødvendig. I tillegg hadde flere parametere, både kjemiske og mikrobiologiske, gitt oss et bedre grunnlag for å kunne beskrive vannkvaliteten.

PLASTPATH

Plast brytes ned sakte, og forblir derfor i miljøet lengre enn de fleste naturlige organiske substrater. Først de senere år har plast blitt undersøkt som habitat for akvatiske mikrobielle samfunn (Reisser et al., 2014). Disse holdbare, ofte flytende overflatene gir mulighet for kolonisering og spredning av patogene bakterier og virus (Zettler et al., 2013). Studier har vist et stort mangfold av heterotrofer, autotrofer og patogener som lever i «plastisfæren».

Plastisfæren er begrepet som brukes for å omfatte miljøet i, og på en plastbit i det marine miljø. Forskning har også vist at biogeografi spiller en viktig rolle for sammensetningen av biofilm på mikroplast (Oberbeckmann et al., 2018). Ikke mye er kjent om koloniseringsprosessene på lokal til regional skala. Det er mangel på studier som gir en detaljert forståelse av faktorene som former sammensetningen og aktiviteten til mikrober på mikroplast.

Biofilm

Biofilm er blitt definert som “aggregater av mikroorganismer”, hvor celler ofte er innebygd i en egenprodusert matriks av ekstracellulære polymere stoffer (EPS), som er adherent til hverandre og/eller en overflate (Flemming et al., 2016). Man finner biofilmer overalt, både på levende og ikke-levende overflater. Da mikroplast forblir lenge i miljøet og er flytende vil det gjøre dem ideelle for mikrobiell tilhefting. Det er flere faktorer som spiller inn for en

vellykket biofilmdannelse, blant annet fysisk-kjemiske faktorer, den naturlige forekomsten av bakterier i miljøet og overflaten til mikroplasten.

Fysisk-kjemiske faktorer

De fleste studier om biofilmdannelse på mikroplast er gjort i marint miljø. Til tross for ulike miljøer, kan det likevel dras paralleller til ferskvann.

Temperatur

En studie fra 2020 viste at temperatur var den viktigste faktoren som påvirket biofilmdannelse på mikroplast i vann (Zhang et al., 2020). Studien viste at mikroorganismer vokste fortere på mikroplast med økende temperatur. Det skyldes blant annet innvirkningen temperatur har på enzymreaksjoner og cellemetabolisme som påvirker celleutviklingen. I tillegg til vekst, vil temperatur i stor grad påvirke bakterienes tilheftingsevne til mikroplast. En studie fra 2012 viste at *E. coli* hadde bedre tilheftingsevne til blant annet plast ved temperaturer på henholdsvis 25 og 37 °C, enn 15 °C (Tsuji et al., 2012). En av årsakene som ble presentert var en mulig høyere motilitet hos bakteriene ved lavere temperatur, som reduserer tilheftingen til partikler. En annen studie viste at temperaturforskjeller hadde en negativ innvirkning på bakterienes tilheftingsevne til plast, blant annet ved at overflaten til bakteriene endret seg når temperaturen sank fra 25 til 4 °C (Zeraik et al., 2012). Tar vi utgangspunkt i temperatur som den mest avgjørende faktoren, ser vi ut fra våre resultater at sommermånedene juni og august hadde gode forhold for biofilmdannelse.

Næringsstoffer, ioner og pH

Til tross for at temperatur er en viktig faktor som påvirker vekst av mikroorganismer, har mengde næringsstoffer, ioner og pH i vann en stor betydning for biofilmdannelse. Når mengden ioner øker i vann vil flere bakterier feste seg til partikkeloverflater, slik som

mikroplast (Morisaki et al., 2009). Næringsstoffer er helt essensielt for mikroorganismenes evne til å vokse, og høye nivåer av fosfat, nitrat og ammoniakk fremmer biofilmdannelse (Chen et al., 2019; Rao, 2010). Tidligere studier har også vist at *E. coli* sin evne til å feste seg til hydrofobe og hydrofile overflater, vil endres ved ulik pH på grunn av ekspresjon av forskjellige fimbrier (Mafu et al., 2011).

Geografiske og klimatiske forhold

Geografiske forhold og klima har også vist å ha en innvirkning på biofilmdannelse. I studien fra 2020 ble vindstyrke beskrevet som en mulig hindring for bakterier til å feste seg til partikler. Med økende vindstyrke vil strømhastigheten i vannet også øke. Det gjør det fysisk vanskelig for bakteriene å feste seg til eksempelvis mikroplast i vannet. Siktedyp kan ha en indirekte effekt på biofilmdannelse. Endringer i siktedyp vil kunne føre til endringer av miljøfaktorer som mengde oppløst oksygen i vannet, temperatur og lys. Disse faktorene har vist å ha en mulig effekt på veksten av biofilm (Zhang et al., 2020). Dette gjør at geografisk lokalisasjon vil ha en betydning for biofilmdannelse.

Mikrobiologiske faktorer

E. coli

I vår studie som er knyttet opp til PLASTPATH-prosjektet, blir det sett på biofilm fra plast i Lierelva. Resultatene fra prosjektet viser at det er funnet flere ulike *Pseudomonas* arter, men lite *E. coli*, til tross for de store mengdene *E. coli* funnet i våre vannprøver fra de samme lokalitetene. En studie gjort i 2020, så på dannelsen av biofilm på polyetylen, slitte bildekk og trebiter, fra en elv i Tyskland (Song et al., 2020). Resultatene viste at *E. coli* var til stede på overflaten av trepartiklene, men det ble ikke funnet *E. coli* på verken polyetylen eller dekkene. Dette selv om det var *E. coli* til stede i vannet fra alle lokalitetene i studien. Dette

stemmer overens med en annen studie, Boni et al. gjort i 2020. Der ble biofilm dyrket på polyetylen med høy tetthet, polyetylen med lav tetthet, polypropylen og treflis (Boni et al., 2020). Disse ble så inkubert i avløpsvann og desinfisert avløpsvann, og biofilm sjekket for total koliforme og *E. coli*. Det ble også her sett at *E. coli* koloniserte trebitene fremfor plastpartiklene. Også andre studier har vist at fekale indikatororganismer foretrekker naturlige substrater slik som stein, tre og tang fremfor mikroplast (Miao et al., 2019; Quilliam et al., 2014).

Et viktig aspekt med disse studiene, samt studien av plastpartikler gjort i Lierelva, er at plasten som er undersøkt har hatt en relativt glatt overflate. Som vist i studien til Zhang et al i 2015, var adhesjon til svært hydrofobe overflater, slik som plast, knyttet til arter med sterkere tilheftingsevne. *E. coli* sin celleoverflate er mindre hydrofob, noe som indikerer en dårligere tendens til å feste seg til hydrokarboner og ikke-polare hydrofobe overflater (Zhang et al., 2015). Disse svakere tilheftingsevnene i nærvær av andre konkurrerende arter med sterkere tilheftingsevne, kan derfor ha hemmet *E. coli* sitt feste til plastpartiklene ytterligere.

Pseudomonas

Som tidligere nevnt har det blitt funnet flere *Pseudomonas* arter på plastpartiklene undersøkt i PLASTPATH-prosjektet. I denne studien ble vannprøvene analysert for *P. aeruginosa*. Det ble generelt funnet lite *P. aeruginosa* i vannprøvene, og tidvis var prøvene negative.

Det er kjent at *P. aeruginosa* er en typisk bakterie i jord og vann, likevel har flere studier vært kritiske til den ubikvitære forekomsten av bakterien. En studie fra 2019 undersøkte miljøforekomsten av *P. aeruginosa* iblant annet ellevann som ikke var kontaminert (Crone et al., 2019). Av de 34 vannprøvene som ble analysert, var samtlige negative for bakterien. En annen studie fra 2005 styrker konklusjonen om at forekomsten av *P. aeruginosa* i ellevann er

lav (Pirnay et al., 2005). Samme studie så likevel at forekomsten av bakterien var høyest i områder hvor avløpsvann ble sluppet ut i elven.

Pseudomonas spp. er i stand til å skille ut store mengder ekstracellulære polymere stoffer (EPS) som fremmer vekst av biofilm (Johnsen et al., 2000; Navarro-Noya et al., 2013). Dette gjør bakteriene til gode biofilmdannere, og er særlig viktig i startfasen av biofilmdannelsen. En kjent biofilmdannende bakterie av genuset er *P. aeruginosa*, som effektivt koloniserer ulike overflater, deriblant mikroplast.

En studie gjort i 2016 sammenlignet den mikrobielle sammensetningen mellom organisk materiale og biofilm på mikroplast. Til tross for at prøvene ble tatt fra samme sted, var den mikrobielle sammensetningen på biofilmen forskjellig fra bakteriene funnet i vannet og i organisk materiale (McCormick et al., 2016). Dette gjaldt blant annet for *Pseudomonas* spp., som ble funnet i betydelig høyere forekomst på mikroplasten enn i selve vannet. Dette stemmer overens med våre resultater.

Pseudomonas spp. har i tidligere studier vist å være effektiv i nedbrytningen av plast. Det har blitt sett at visse stammer kan bryte ned polyvinylalkohol (PVA) og utnytte det som karbonkilde (Shimao, 2001). Det har også blitt undersøkt at polypropylen kan brytes ned av *Pseudomonas* arter (Cacciari et al., 1993). Den høye forekomsten av *Pseudomonas* spp. på mikroplast kan derfor antyde at mikroplasten selekterer for bakterier som er i stand til å bryte den ned (McCormick et al., 2014).

Konklusjon

Resultatene i studien viste at vannkvaliteten varierte noe gjennom prøvetakingsperioden, med et generelt høyt nivå av *E. coli* og koliforme bakterier i vannprøvene. Dette styrker påstanden om at Lierelva er en overflatekilde som er sårbar for forurensing. Vannet tilfredsstillende ikke grenseverdiene satt til jordvanningsvann i SFT sin veileder. Det er likevel vanskelig å vurdere egnetheten, da vannet som treffer plantene ikke nødvendigvis har den samme kvaliteten som vannet i elva.

Begrensningene i studien gjør det vanskelig å gjøre en fullstendig beskrivelse og vurdering av vannkvaliteten i Lierelva. Ytterligere undersøkelser med flere kjemiske og mikrobiologiske analyser, vil kunne sikre dette.

Takk til bidragsyttere

Vi ønsker å takke våre fantastiske veiledere Yngvild Wasteson og Øyvind Ørmen for deres store engasjement, tilgjengelighet og gode tilbakemeldinger. Takk for all tid dere har satt av i en ellers unormalt travel hverdag med flytting til Ås og Covid-19 restriksjoner. Videre ønsker vi å rette en spesiell takk til Adelle Basson og Ingun Lund Witsø for god hjelp og tålmodighet gjennom laboratoriearbeidet og innhenting av artikler. Til slutt ønsker vi å takke biblioteket på NMBU for grundig sjekk av litteraturlisten vår.

Summary

Title: Assessment of Water Quality for Agricultural Irrigation in the Lier-River

Authors: Kaja Berge Grimsgaard and Vilde Irene Nilsson

Supervisor: Øyvind Ørmen and Yngvild Wasteson, Department of Paraclinical Sciences

Lier municipality is a significant agricultural centre in Norway, and is particularly known for its fruit and vegetable production. The Lier-River is an important resource for the municipality, as it functions as a source for water irrigation for agricultural activities. The river is exposed for pollution, and therefore, it's important to monitor the water quality regularly.

This study aims to analyze the water quality in the lower parts of the Lier-River, to assess whether the water is suitable for soil irrigation. From May to September 2021, water samples were collected from two areas of the Lier-River: Lierkroa and Bilbo. The samples were analyzed for a selection of physico-chemical and microbiological parameters.

The results illustrates that the water quality varied during the sampling period, with a general high level of *E. coli* and Coliform bacteria in the water samples. In conclusion, the water does not meet the recommended quality for soil irrigation.

Referanser

- Alegbeleye, O., Singleton, I., & Anderson S. (2018). Sources and contamination routes of microbial pathogens to fresh produce during field cultivation: A review. *Food Microbiology*, 73:177-208.
- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L. et al. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/vann/1468/ta1468.pdf>
- Baldursson, S. & Karanis, P. (2011). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks – An update 2004–2010. *Water Research*, 45 (20): 6603-6614.
- BAMA (2021). E-post med kvalitetsrådgiver hos BAMA Gruppen AS. Oslo (17.08.21)
- Banna M., Najjaran H., Sadiq R., Imran S., Rodriguez M., & Hoorfar M. (2014). Miniaturized water quality monitoring pH and conductivity sensors. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 193: 434-441.
- Beuchat, L.R. (2002). Ecological factors influencing survival and growth of human pathogens on raw fruits and vegetables. *Microbes and Infection*, 4 (4): 414-23.
- Boyd C. (2015) *Water Quality An introduction*. 2nd ed. Cham: Springer
- Brynestad, S. & Granum, P.E. (2002). *Clostridium perfringens* and foodborne infections. *International Journal of Food Microbiology*, 74 (3): 195-202.
- Bunger, A. (2020). *AgriAnalyse: Landbruket i Lier - status og utvikling*. Tilgjengelig fra: https://www.lier.kommune.no/globalassets/10.-politikk-og-samfunn/samfunn/klimaomstilling-i-matnaringen/lier--notat_28.10.2020.pdf (Lest 10.04.21)
- Byappanahalli M., Nevers M., Korajkic A., Staley Z., & Harwood V. (2012) Enterococci in the Environment. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 76 (4): 685-706.
- Cacciari, I., Quatrini, P., Zirletta, G., Mincione, E., Vinciguerra, V., Lupattelli, P. & Sermanni, G. G. (1993). Isotactic polypropylene biodegradation by a microbial community: physicochemical characterization of metabolites produced. *Applied and Environmental Microbiology*, 59 (11): 3695–3700.
- Ceuppens, S., Hessel, C.T., Quadros Rodrigues, R., Bartz, S., Tondo, E.C. & Uyttendaele, M. (2014). Microbiological quality and safety assessment of lettuce production in Brazil. *International Journal of Food Microbiology*, 181: 67– 76.
- Chen, X.C., Xiong, X., Jiang, X.M., Shi, H.H., Wu, C.X., 2019. Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. *Chemosphere*, 222: 856–864.
- Crone, S., Vives-Flórez M., Kvich L., Saunders A., Malone M., Nicholaisen M., et al. (2019). The environmental occurrence of *Pseudomonas aeruginosa*. *Journal of pathology, microbiology and immunology*, 128 (3): 220-231.
- Crump, B.C., Baross, J.A & Simenstad, C.A. (1998). Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River estuary, USA. *Aquatic Microbial Ecology*, 14: 7-28.
- Decol, L.T, Casarin, L.S., Hessel, C.T., Batista, A.C.F., Allende, A. & Tondo, E.C. (2017). Microbial quality of irrigation water used in leafy green production in Southern Brazil and its relationship with produce safety. *Food Microbiology*, 65: 105-113.
- Eckner, K., Lunestad, B., Robertson, L. & Grahek-Ogden, D. (2014). *Kvalitetskrav for vann til jordvanning*. Tilgjengelig fra: https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/produksjon_og_omsetning_av_planter/vitenskapskommiteen_for_mattrygghet_vkm_kvalitetskrav_i_vann_til_jordvanning.2

- 0840/binary/Vitenskapskomiteen%20for%20mattrygghet%20(VKM):%20Kvalitetskrav%20i%20vann%20til%20jordvanning (Lest 15.04.21)
- FAO. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW): managing systems at risk*. Tilgjengelig fra: <http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf> (Lest 10.05.21)
- Feng Z., Su B., Xiao D., & Ye L. (2017). Study on pH value and its variation characteristics of the main rivers into Dianchi lake under the anthropogenic and natural processes, Yunnan, China. *Journal of Information and Optimization Sciences*, 38 (7): 1197-1210.
- FHI. (2012). *Hva forteller mikrobiologiske drikkevannsanalyser?* Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonalt-vannvakt/Hva-forteller-mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/> (Lest 10.05.21)
- Figuera M., Collado L., & Guarro J. (2008). A new 16S rDNA-RFLP method for the discrimination of the accepted species of *Arcobacter*. *Diagnostic Microbiology and Infectious Disease*, 62 (1): 11-15.
- Flemming, H.C, Wingender, J., Szewzyk, U., Steinberg, P., Rice, S.A. & Kjelleberg, S. (2016). Biofilms: an emergent form of bacterial life. *Nature Reviews Microbiology*, 14 (9): 563-75.
- FN. (2021). *Rent vann og gode sanitaerforhold*. Tilgjengelig fra: www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/rent-vann-og-gode-sanitaerforhold (Lest 12.10.21)
- Fondriest Environmental. (2013). *pH of water*. Tilgjengelig fra: <https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/ph/#p7> (Lest 19.10.21)
- Gartnerhallen (2021). *E-post med kvalitetsleder hos Gartnerhallen*. Oslo (17.08.21)
- Hammer, J., Kraak, M.H.S. & Parsons, J.R. (2012). Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 220: 1-44.
- IDEXX. (u.å.). *Colilert-18**. Tilgjengelig fra: <https://www.idexx.com/en/water/water-products-services/colilert-18/> (Lest 25.10.21)
- IDEXX. (u.å.). *Enterolert**. Tilgjengelig fra: <https://www.idexx.com/en/water/water-products-services/enterolert/> (Lest 25.10.21)
- IDEXX. (u.å.). *Pseudalert**. Tilgjengelig fra: <https://www.idexx.com/en/water/water-products-services/pseudalert/> (Lest 25.10.21)
- Johnsen, A. R., Hausner, M., Schnell, A., and Wuertz, S. (2000). Evaluation of fluorescently labeled lectins for noninvasive localization of extracellular polymeric substances in *Sphingomonas* biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 3487-3491.
- Järvenpää M., & Lindström. (2004). Water turbidity by algal blooms causes mating system breakdown in a shallow-water fish, the sand goby *Pomatoschistus minutus*. *Proceedings. Biological sciences*, 271 (1551): 2361-2365.
- Kisluk, G. & Yaron, S. (2012). Presence and persistence of *Salmonella enterica* serotype Typhimurium in the phyllosphere and rhizosphere of spray-irrigated parsley. *Applied and Environmental Microbiology*, 78 (11): 4030-4036.
- Kney, A.D. & Brandes, D. (2007). A graphical screening method for assessing stream water quality using specific conductivity and alkalinity data. *Journal of Environmental Management*, 82 (4): 519-528.
- KSL (2021). *Grønnsaker, frukt og bær*. Tilgjengelig fra: <https://www.ksl.no/cms/files/5716/groennsaker-frukt-og-baer---202110---nb-no.pdf> (Lest av 25.10.21)
- Landbruks- og matdepartementet. (2018). *Jordvern*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/mat-fiske-og-landbruk/landbrukseiendommer/innsikt/jordvern/jordvern/id2009556/> (Lest 05.04.21)

- Layton B.A., Walter S.P., Lam L.H., & Boehm A.B. (2010). *Enterococcus* species distribution among human and animal hosts using multiplex PCR. *Journal of Applied Microbiology*, 109 (2): 539-547.
- Leclerc, H., Edberg, S., Perzo, V. & Delattre, J.M. (2000). Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters. *Journal of Applied Environmental Microbiology*, 88 (1): 5-21.
- Li, K., Weidhaas, J., Lemonakis, L., Khouryieh, H., Stone, M., Jones, L. & Shen C. (2017). Microbiological quality and safety of fresh produce in West Virginia and Kentucky farmers' markets and validation of a post-harvest washing practice with antimicrobials to inactivate *Salmonella* and *Listeria monocytogenes*. *Food Control*, 79: 101-108.
- Lier kommune. (2012). *Landbruksplan*. Tilgjengelig fra: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/10.-politikk-og-samfunn/samfunn/planer/landbruk-og-miljo/landbruksplan-lier-kommune-2012.pdf> (Lest 18.03.21)
- Lier kommune. (2016). *Temaplan for vann og avløp 2017-2041*. Tilgjengelig fra: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/z.-lier-vei-vann-og-avlop-kf/04-dokumenter-vann/170202-temaplan-lier---endelige-utgave.pdf> (Lest 18.03.21)
- Lier kommune. (2017). *Tilsynet for små avløpsanlegg i Drammensregionen - Årsrapport 2017*. Tilgjengelig fra: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/09.-teknisk-og-eiendom/tilsyn-sma-avlopsanlegg/arsrapporter/arsrapport-2017.pdf> (Lest 18.03.21)
- Lier kommune. (2019). *Temaplan overvann lier kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/10.-politikk-og-samfunn/samfunn/planer/overvann/temaplan-overvann-lier-kommune---viva-iks.pdf> (Lest 18.03.21)
- Lier kommune. (u.å). Kartlegging av matnæringen 2020: Statusbeskrivelse av landbruks- og landbruksrelatert aktivitet i Lier. Tilgjengelig fra: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/10.-politikk-og-samfunn/samfunn/planer/naringsplan/kartlegging-av-matnaringen-2020.pdf> (Lest 18.03.21)
- Lynch, M.F., Tauxe, R.V. & Hedberg, C.W. (2009). The growing burden of foodborne outbreaks due to contaminated fresh produce: risks and opportunities. *Epidemiology and Infection*, 137 (03): 307-315.
- Mafu, A.A., Plumety, C., Deschenes, L. & Goulet, J. (2011). Adhesion of pathogenic bacteria to food contact surfaces: influence of pH of culture. *International Journal of Microbiology*, 2011: 972494.
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, 48 (20): 11863– 11871.
- Mccormick, A.R., Hoellein, T.J., London, M.G., Hittie, J., Scott, J. W. & Kelly, J. J. (2016). Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, 7 (11): e01556.
- McMinn, B.R., Ashbolt, N.J. & Korajkic, A. (2017). Bacteriophages as indicators of faecal pollution and enteric virus removal. *Letters in Applied Microbiology*, 65 (1): 11-26.
- Miao, L., Wang, P., Hou, J., Yao, Y., Liu, Z., Liu, S. & Li, T. (2019). Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. *Science of the Total Environment*, 650 (2): 2395– 2402.
- Miljødirektoratet. (u.å.). *Fysisk-kjemiske parametre*. Tilgjengelig fra: <https://vanmiljokoder.miljodirektoratet.no/Parameter.aspx?p=FKE> (Lest: 14.10.21)
- Morisaki, H. & Tabuchi, H. (2009). Bacterial attachment over a wide range of ionic strengths. *Colloid and Surfaces B: Biointerfaces*, 74 (1): 51-55.

- NASA, Cuyahoga River Water Quality Monitoring Program. (U.å.). *Water quality*. Tilgjengelig fra: <https://www.grc.nasa.gov/www/k-12/fenlewis/Waterquality.html> (Lest av 26.10.21)
- Navarro-Noya, Y. E., Suárez-Arriaga, M. C., Rojas-Valdes, A., Montoya-Ciriaco, N. M., Gómez-Acata, S., Fernández-Luqueño, F., et al. (2013). Pyrosequencing analysis of the bacterial community in drinking water wells. *Microbiology of Aquatic Systems*, 66: 19–29.
- NIVA. (2018). *Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, og egnethet for brukerintresser*. Tilgjengelig fra: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214306/5708-2008_72dpi.pdf?sequence=1 (Lest 26.10.21)
- Norges vassdrag- og energidirektorat, NVE. (u.å.). *Lierelva*. Tilgjengelig fra: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas> (Lest 18.03.21)
- Oberbeckmann, S. Kreikemeyer, B. & Labrenz, M. (2018). Environmental factors support the formation on specific bacterial assemblages on microplastics. *Frontiers in Microbiology*, 8: 2709.
- Olaimat, A.N. & Holley, R.A. (2012). Factors influencing the microbial safety of fresh produce: a review. *Food Microbiology*, 32 (1): 1-19.
- Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2012). Specific features of *Escherichia coli* that distinguish it from coliform and thermotolerant coliform bacteria and define it as the most accurate indicator of faecal contamination in the environment. *Ecological Indicators*, 23: 140-142.
- Pirnay, JP., Matthijs, S., Colak, H., Chablain, P., Bilocq, F., Van Eldere, J., et al. (2005). Global *Pseudomonas aeruginosa* biodiversity as reflected in a Belgian river. *Environmental Microbiology*, 7 (7): 969-80.
- PlasticsEurope. (2019). *Plastics - the facts 2019*. Tilgjengelig fra: https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf (Lest 10.05.21)
- Quilliam, R. S., Jamieson, J. & Oliver, D. M. (2014). Seaweeds and plastic debris can influence the survival of faecal indicator organisms in beach environments. *Marine Pollution Bulletin*, 84 (1-2): 201– 207.
- Rao, T.S. (2010). Comparative effect of temperature on biofilm formation in natural and modified marine environment. *Aquatic Ecology*, 44: 463–478.
- Reischer G H, Haider J M, Sommer R, Stadler H, Keiblinger K M, hornek R, Zerobin W, Mach R L, & Farnleitner A H. (2008). Quantitative microbial faecal source tracking with sampling guided by hydrological catchment dynamics. *Environmental Microbiology*, 10 (10): 2598-2608.
- Reisser. J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D.K.A. & Thums, M. (2014) Millimeter-Sized Marine Plastics: A New Pelagic Habitat for Microorganisms and Invertebrates. *PLOS ONE*, 9 (6): e100289.
- Rukke, N. (2021). *E-post med fagansvarlig ved Tilsynet for små avløpsanlegg, Lier kommune*. Lier (11.05.2021)
- Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., & Borja, R. (2007). Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*, 7 (2): 315-328.
- Savichtcheva, O & Okabe, S. (2006). Alternative indicators of fecal pollution: relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water Research*, 40 (13): 2463-2476.

- Saxena G., Bharagava R.M., Kaithwas, G., & Raj A. (2015). Microbial indicators, pathogens and methods for their monitoring in water environment. *Journal of Water and Health*, 13 (2): 319–339.
- Seo, M., Lee, H. & Kim, Y. (2019). Relationship between Coliform Bacteria and Water Quality Factors at Weir Stations in the Nakdong River, South Korea. *Water*, 11 (6): 1171.
- Sharma, N., Prasad Rai, S., Kumar, D. & Tiwari, H. (2017). *River system analysis and management*. Singapore: Springer.
- Sharpley, A. & Wang, X. (2014). Managing agricultural phosphorus for water quality: Lessons from the USA and China. *Journal of Environmental Sciences*, 26 (9): 1770-1782.
- Shimao, M. (2001). Biodegradation of plastics. *Current Opinion in Biotechnology*, 12 (3): 242–247.
- Song, J., Jongmans-Hochschulz, E., Mauder, N., Imirzalioglu, C., Wichels, A. & Gerdt, G. (2020). The travelling particles: Investigating microplastics as possible transport vectors for multidrug resistant *E. coli* in the Weser estuary (Germany). *Science of the Total Environment*, 720: 137603.
- Srebotnjak, T., Carr, G., de Sherbinin, A., & Rickwood, C. (2012). A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators*, 17: 108-119.
- Statistisk sentralbyrå, SSB. (2021). *Kommunefakta - Lier*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/kommunefakta/lier> (Lest 11.10.21)
- Sweco. (2010) *Lier kommune Temaplan avløp 2010-2021*. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/utgatt/fm-buskerud/dokument-fmbu/miljo-og-klima/avfall-og-gjennvinning/vedlegg-13-temaplan-avlop.pdf> (Lest 18.03.21)
- Teixeira P, Dias D, Costa S, Brown B, Silva S, & Valério E. (2020). Bacteroides spp. and traditional fecal indicator bacteria in water quality assessment – An integrated approach for hydric resources management in urban centers. *Journal of Environmental Management*, 271: 110989.
- Tryland I, Myrmel M, Østensvik Ø, Wenneberg A, & Robertson L. (2014). Impact of rainfall on the hygienic quality of blue mussels and water in urban areas in the Inner Oslofjord, Norway. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 3 (4): 361-373.
- Tsuji, M. & Yokoigawa, K. (2012). Attachment of *Escherichia coli* O157:H7 to abiotic surfaces of cooking utensils. *Journal of Food Science*, 77 (4): M194-M199.
- Tyagi, V.K., Chopra, A.K., Kazmi, A.A. & Kumar, A. (2006). Alternative microbial indicators of faecal pollution: current perspective. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 3 (3): 205-216.
- Tyrrel, S.F., Knox, J.W. & Weatherhead, E.K. (2006). Microbiological water quality requirements for salad irrigation in the United Kingdom. *Journal of Food Protection*, 69 (8): 2029-2035.
- Uyttendaele, M., Jaykus, L.A., Amoah, P., Chiodini, A., Cunliffe, D., Jacxsens, L. & Medema, G. (2015). Microbial hazards in irrigation water: standards, norms, and testing to manage use of water in fresh produce primary production. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 14 (4): 336-356.
- Vannportalen. (2018). *Hovedutfordringer i vannområde Lierelva*. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/vannregioner/innlandet-og-viken/vannomrader-i-vannregion-innlandet-og-viken2/liereelva/plandokumenter/> (Lest 05.04.21)
- Vannportalen. (2018). *Årsrapport Lierelva-vannområde 2018*. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/vannregioner/innlandet-og-viken/vannomrader-i-vannregion-innlandet-og-viken2/liereelva/moter-og-referater/> (Lest 05.04.21)

- Vannportalen. (u.å.). *Om Lierelva*. Tilgjengelig fra: <https://www.vannportalen.no/vannregioner/innlandet-og-viken/vannomrader-i-vannregion-innlandet-og-viken2/lierelva/om-lierelva/> (Lest 05.04.21)
- Vierheilig, J., Frick, C., Mayer, R.E., Kirschner, A.K., Reischer, G.H., Derx, J., Mach, R.L, Sommer, R. & Farnleitner, A.H. (2013). *Clostridium perfringens* is not suitable for the indication of fecal pollution from ruminant wildlife but is associated with excreta from nonherbivorous animals and human sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 79: 5089-5092.
- Viva. (2018). *Saneringsplan Vann og Avløp Viva IKS Lier kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/z.-lier-vei-vann-og-avlop-kf/04-dokumenter-vann/saneringsplan-lier-kommune-20181001--kopi.pdf> (Lest 17.03.21)
- Warriner, K. & Namvar, A. (2010). The tricks learnt by human enteric pathogens from phytopathogens to persist within the plan environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 21 (2): 131-6.
- World health organization, WHO. (2011). *Guidelines for drinking water quality*. 4th ed. World health organization
- Yoshikawa, S., Cho, J., Yamada, H. G., Hanasaki, N. & Kanae, S. (2014). An assessment of global net irrigation water requirements from various water supply sources to sustain irrigation: rivers and reservoirs (1960–2050). *Hydrology and earth system sciences*, 18 (10): 4289-4310.
- Yr. (u.å). *Lier*. Tilgjengelig fra: <https://www.yr.no/nb/v%C3%A6rvarsel/daglig-tabell/5-19940/Norge/Viken/Lier/Lier> (Lest av 26.10.21).
- Zeraik, AE. & Nitchke, M. (2012). Influence of growth media and temperature on bacterial adhesion to polystyrene surfaces. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55 (4): 569-576.
- Zettler, E.R., Mincer, T.J & Amaral-Zettler, L.A. (2013). Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental science and technology*, 47 (13): 7137-46.
- Zhang, B., Yang, X., Liu, L., Chen, L., Teng, J., Zhu, X., et al. (2020). Spatial and seasonal variations in biofilm formation on microplastics in coastal waters. *Science of the Total Environment*, 770: 145303.
- Zhang, X., Zhang, Q., Yan T., Jiang, Z. & Zuo, Y.Y. (2015). Quantitatively predicting bacterial adhesion using surface free energy determined with a spectrophotometric method. *Environmental Science and Technology*, 49 (10): 6164-6171.
- Zheng, J., Allard, S., Reynolds, S., Millner, P., Arce G., Blodgett R.J. & Brown E.W. (2013) Colonization and internalization of *Salmonella enterica* in tomato plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 79 (8): 2494-2502.

Vedlegg

Vedlegg I: Datasett fra Excel, rådata for fysisk-kjemiske analyser

	A	B	C	D	E	F	G	H
1								
2	Fysiske-kjemiske data							
3								
4	Sted	Måned	Temperatur (°c)	pH	Konduktivitet (mS/m)	Turbiditet (TNU)	Dybdemål (cm)	Strømhastighet (m/sek)
5	Lierkroa	04.05.2021	5,1	7,5	77	26,16	49,5	0,5
6	Lierkroa	04.05.2021	4,8	8,1	78	36,09		
7	Lierkroa	04.05.2021	4,5	7,7	77	31,95		
8	Fiskeplassen	04.05.2021	4,4	7,2	61	26,4	57	0,33
9	Fiskeplassen	04.05.2021	4,3	7,4	61	29,01		
10	Fiskeplassen	04.05.2021	3,6	7,3	62	24,08		
11								
12	Lierkroa	10.06.2021	16,7	8,27	225	13,6	80	0,35
13	Lierkroa	10.06.2021	16,7	8,52	237	15,6		
14	Lierkroa	10.06.2021	16,5	7,5	231	13		
15	Fiskeplassen	10.06.2021	16,8	7,48	151,03	12,34	80	0,25
16	Fiskeplassen	10.06.2021	16,8	7,21	151,06	13,09		
17	Fiskeplassen	10.06.2021	16,8	7,56	151,53	15,43		
18								
19	Lierkroa	17.08.2021	16,5	8,49	120,2		70	0,4
20	Lierkroa	17.08.2021	16,6	8,33	121,6			
21	Lierkroa	17.08.2021	16,8	8,05	121,1			
22	Fiskeplassen	17.08.2021	16,5	8,14	117,2		30	0,2
23	Fiskeplassen	17.08.2021	16,5	7,9	108			
24	Fiskeplassen	17.08.2021	16,3	8,16	108,3			
25								
26	Lierkroa	26.08.2021	14,8	8,05	136,6	3,73	>80	0,5
27	Lierkroa	26.08.2021	17,7	7,8	134,2	3,99		
28	Lierkroa	26.08.2021	14,6	7,7	124,5	3,5		
29	Fiskeplassen	26.08.2021	15,1	8,5	90,5	3,63	>80	0,25
30	Fiskeplassen	26.08.2021	14,9	7,91	84,3	3,06		
31	Fiskeplassen	26.08.2021	14,7	8,01	84,3	3,76		
32								
33	Lierkroa	13.09.2021	15,2	8,34	115,3	2,43	>80	0,4
34	Lierkroa	13.09.2021	14,8	8,47	111,7	2,12		
35	Lierkroa	13.09.2021	14,8	8,11	112,9	2,03		
36	Fiskeplassen	13.09.2021	15,1	8,2	77,7	2,62	>80	0,25
37	Fiskeplassen	13.09.2021	14,9	8,28	80,2	1,82		
38	Fiskeplassen	13.09.2021	14,8	8,02	82,7	1,75		
39								
40	Lierkroa	20.09.2021	11,3	8	169,5	1,09	>80	0,33
41	Lierkroa	20.09.2021	11,1	8,1	178,1	1,49		
42	Lierkroa	20.09.2021	11	7,82	170,2	1,69		
43	Fiskeplassen	20.09.2021	11,3	8,14	109,4	1,4	>80	0,25
44	Fiskeplassen	20.09.2021	11,3	8,1	115,3	1,38		
45	Fiskeplassen	20.09.2021	11	7,95	169,5	1,32		



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no