

Andreas Sandvik

## Trender og sammenhenger for vannkvalitet i Jonsvatnets nedbørfelt

Mai 2019





Kunnskap for en bedre verden

# Trender og sammenhenger for vannkvalitet i Jonsvatnets nedbørfelt

**Andreas Sandvik**

Mat og teknologi

Innlevert: Mai 2019

Hovedveileder: Åse Strand

Medveileder: Hanne Karlsen og Kirill Mukhatov

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Institutt for bioteknologi og matvitenskap



# Sammendrag

Gjennom denne masteroppgaven ble driftsdata fra Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg undersøkt for å bekrefte antagelser om forhold i Jonsvatnet, samt undersøke om det finnes forhold som indikerer trusler mot vanntryggheten. I den hensikt ble forekomst av *Escherichia coli*, intestinale enterokokker, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, *Clostridium perfringens*, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og kimtall ved 22 °C, samt kjemisk vannkvalitet undersøkt for sammenhenger ved korrelasjon, og for effekten av lokasjon, tid, lufttemperatur, sesong og nedbør ved ANOVA eller Welch's F med post hoc testing. Fokus ble satt på vannstrømmene Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken, målepunkter i Jonsvatnet ved 1 til 5 m dybde og råvannet som går til behandling. Det ble funnet at forhold som påvirket vannkvalitet i Sagelva og bekkene relativt likt, påvirket vannkvalitet mer enn forhold som bare påvirket spesifikke vannstrømmer. Samtidig ga forekomst av *E. coli* ved Valsetbekken 1 en god indikasjon på vannkvaliteten i alle vannstrømmene. Med hensyn til sammenhengen mellom daglig nedbørsmengde og vannkvalitet i Sagelva og bekkene, fører mer nedbør til dårligere vannkvalitet. Tilsvarende forhold ble også funnet for temperatur, altså fører høyere temperatur til dårligere vannkvalitet i Sagelva og bekkene. Konklusjonen er at det ble påvist svært mange sammenhenger og forhold, men ved normaltilstand utgjør ingen av disse en betydelig trussel for vanntryggheten. Altså ble det ikke funnet noen forhold som i stor grad påvirket vannkvaliteten til vann som går til behandling ved Vikelva vannbehandlingsanlegg.

# Abstract

Through this master thesis, operational data from Vikelvdalen water treatment plant was examined to confirm assumptions about conditions in Jonsvatnet, and to investigate whether there were conditions that indicated threats to water safety. The presence of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, coliform and thermotolerant coliform bacteria, *Clostridium perfringens*, spores of sulphite-reducing anaerobic Clostridia and total heterotrophic plate count at 22 °C, as well as chemical water quality parameters, were investigated for relationships by correlation, and for the effect of location, time, air temperature, season and rainfall by ANOVA or Welch's F with post hoc testing. The focus was on the streams Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken and Lykkjbekken, measuring points in Jonsvatnet at 1 to 5 m depth and the raw water that is being treated. It was found that conditions which influenced water quality in the streams relatively equally, affected water quality more than conditions that only affected each specific stream. At the same time, the presence of *E. coli* at the measuring point Valsetbekken 1 gave a good indication of the water quality in all the streams. Regarding the relationship between daily rainfall and water quality in the streams, more precipitation causes worse water quality. The same relationship was also found for temperature, in other words, higher temperature leads to worse water quality in Sagelva and the streams. In conclusion, many relationships and conditions were found, but in normal conditions, none of them posed a significant threat to water safety. Thus, no conditions were found that largely affected the water quality of water that is being treated.

# Forord

Denne masteroppgaven er skrevet som en del av masterprogrammet Mat og teknologi. Arbeidet med masteroppgaven ble utført ved Institutt for bioteknologi og matvitenskap ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) i samarbeid med Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg (VIVA), i tidsperioden august 2018 til mai 2019.

Først og fremst vil jeg takke Åse Strand, masteroppgavens hovedveileder. Åse, du har vært en enorm hjelp og uten ditt engasjement og diskusjonene våre hadde ikke dette gått halvparten så bra. Tusen, tusen takk.

Jeg skylder også mine to andre veiledere, Hanne Karlsen og Kirill Mukhatov en hjertelig takk. Hanne, tusen takk for alle gode råd og diskusjoner, de har hjulpet meg enormt. Kirill, tusen takk for at pekte ut veien, slik at tallvirvaret mitt kunne forvandles til kunnskap.

Jeg vil også takke Grete Klippenvåg Støen fra Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg for hjelp og tid brukt på meg i en ellers travel hverdag. Deretter vil jeg takke Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg for muligheten til å skrive denne masteroppgaven, det har vært en enormt lærerik opplevelse.

Til alle mine lærere og medstudenter, takk for to fantastiske år.

Andreas Sandvik

Andreas Sandvik

Trondheim 15.05.19

## Innhold

Sammendrag .....	I
Abstract .....	II
Forord .....	III
Figurer .....	VI
Tabeller .....	VII
1 Innledning .....	1
2 Teoretisk bakgrunn .....	3
2.1 Vannkvalitet .....	3
2.2 Mikrobiell vannkvalitet .....	4
2.2.1 Koliforme og termotolerante koliforme bakterier .....	4
2.2.2 <i>Escherichia coli</i> .....	6
2.2.3 Intestinale enterokokker .....	6
2.2.4 Sporer fra sulfittreducerende anaerobe Clostridia, og <i>Clostridium perfringens</i> .....	7
2.2.5 Kimtall ved 22 °C .....	8
2.3 Kjemiske vannkvalitetsparametere .....	8
2.3.1 Turbiditet .....	8
2.3.2 Næringsalter .....	9
2.4 Vannkvalitetsstyring .....	9
2.5 Studieområdet .....	13
2.5.1 Jonsvatnet .....	13
2.5.2 Jonsvatnets vannstrømmer .....	14
3 Metoder .....	16
3.1 Sagelva og bekker .....	16
3.2 Jonsvatnet .....	17
3.3 Jervan tunnel .....	17
3.4 Nedbørs- og lufttemperaturdata .....	18
3.5 Databehandling .....	18
3.6 Statistikk .....	20
3.6.1 Pearson korrelasjon .....	20
3.6.2 ANOVA og Tukey HSD, Welch's F og Games-Howell .....	22
3.6.3 Testing av lokasjons, 5-års perioders, sesongenes og nedbørs effekt .....	23
4 Resultater .....	24
4.1 Sagelva og de tre bekkene .....	24
4.1.1 Blir vannstrømmene påvirket av det samme .....	24
4.1.2 Forskjeller mellom vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 .....	26
4.2 Hva påvirker Storvatnet 5 m dybde .....	28
4.2.1 Sammenhenger mellom Storvatnet 5 m dybde og Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 .....	28



4.2.2	Sammenhenger mellom Storvatnet 5 m dybde og andre dypvannsprøver 1 til 5 m dybde .	28
4.3	Vannkvalitetsendringer over tid .....	30
4.3.1	Endringer i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken .....	30
4.3.2	Endringer ved Storvatn 5 m dybde .....	32
4.4	Lufttemperatur og vannkvalitet.....	34
4.4.1	Sammenhenger mellom lufttemperatur og Jonsvatnets vannkvalitet ved 1-5 m dybde.....	34
4.4.2	Sammenhenger mellom lufttemperatur og vannkvalitet i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken .....	35
4.5	Sesongvariasjoner i vannkvalitet.....	36
4.5.1	Sesongvariasjoner ved Jervann tunnel .....	36
4.5.2	Sesongvariasjoner i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken.....	38
4.6	Nedbør og vannkvalitet.....	41
4.6.1	Sammenhenger mellom nedbørsmengde og vannkvalitet ved Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken.....	41
4.6.2	Vannkvalitet ved forskjellige nedbørsmengder .....	42
5	Diskusjon.....	47
5.1	Sagelva og de tre bekkene .....	47
5.1.1	Sammenhenger og <i>E. coli</i> ved Valsetbekken 1 .....	48
5.1.2	Forskjeller mellom vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1.....	49
5.2	Sammenhenger mellom Storvatn 5 m dybde og Jervbekken og Valsetbekken.....	49
5.3	Sammenhenger mellom Storvatn 5 m dybde og andre dypvannsprøver 1 til 5 m .....	50
5.4	Vannkvalitetsendringer over tid .....	51
5.5	Lufttemperatur og vannkvalitet.....	52
5.6	Sesongvariasjoner i vannkvalitet.....	53
5.7	Nedbør og vannkvalitet.....	55
6	Konklusjon.....	58
	Referanser .....	59
	 Vedlegg A Kart og informasjon om Jonsvatnets nedbørfelt 2019 .....	- 1 -
	Vedlegg B Deskriptive data for alle målepunkter .....	- 2 -
	Vedlegg C Analysesenterets analysemetoder .....	- 14 -
	Vedlegg D Datatransformasjoner.....	- 15 -
	Vedlegg E Formler.....	- 16 -
	Vedlegg F Korrelasjoner mellom alle målepunkter i vannstrømmer samt utvalg.....	- 18 -
	Vedlegg G Utvalg og resultater fra Tukey HSD og Games-Howell tester .....	- 22 -

# Figurer

Figur 1: Kriterier for en god indikatororganisme .....	3
Figur 2: Venndiagram for ulike indikatorer for fekal forurensing .....	3
Figur 3: Hydrologisk sirkelløp.....	10
Figur 4: Sommer- og vinterstagnasjon, og vår- og høstomrøring.....	12
Figur 5: Forenklet forklaringsmodell for vannkvalitet fra elver og bekker til behandlet vann....	13
Figur 6: Nedbørfelt og målepunkter (1 til 3) for Sagelva (SE), Jervbekken (JB), Valsetbekken (VB) og Lykkjebekken (LB). .....	16
Figur 7: Målepunkter for dypvannsprøver i Jonsvatnet. Osen (O), Litjvatnet (L), Valen (V), Storvatnet (S), Kilvatnet (K) og Storvatn Elgenes (E) .....	17
Figur 8: Målepunkter for Jervan tunnel, merket VIVA, og Voll målestasjon .....	17
Figur 9: Histogram for E. coli ved Jervbekken 1 etter transformering .....	19
Figur 10: Histogram for E. coli ved Jervbekken 1 før data transformering .....	19
Figur 11: Eksempler på Pearson korrelasjon .....	20
Figur 12: Hvordan tyde boks plot .....	23
Figur 13: Tukey HSD post hoc sammenligning av nivå av intestinale enterokokker, koliforme bakterier og sporer av anaerobe sulfittreducerende Clostridia, og Games-Howell post hoc sammenligning av termotolerante koliforme bakterier, for lokasjonene Sagelva 2 (SE2), Jervbekken 1 (JB1), Valsetbekken 1 (VB1) og Lykkjebekken (LB) .....	27
Figur 14: Tukey eller Games-Howell post hoc sammenligning av nivå av E. coli og termotolerante koliforme bakterier, ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken i periodene 1999-2003 (2002-2003 for E. coli ved Jervbekken 1 og Valsetbekken 1), 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018 .....	31
Figur 15: Tukey HSD eller Games-Howell sammenligning av vannkvalitet målt ved nivå av E. coli, intestinale enterokokker, totalt fosfor og turbiditet ved Storvatn ved 5 m dybde for periodene 1999-2003, 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018.....	33
Figur 16: Games-Howell post hoc testing av nivå av koliforme bakterier, E. coli, kimtall ved 22 °C samt vanntemperatur ved Jervan tunnel, for sesongene vår (mars til mai), sommer (juni til august), høst (september til november) og vinter (desember til februar) .....	37
Figur 17: Tukey HSD eller Games-Howell post hoc testing av nivå av E. coli, koliforme og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken for sesongene vår (mars til mai), sommer (juni til august), høst (september til november) og vinter (desember til februar).....	39

# Tabeller

Tabell 1: Nedbørfeltene til Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken .....	14
Tabell 2: Krav til utvalg for mindre enn 1 % sannsynlighet for at ikke korrelerte variabler får signifikant korrelasjon.....	21
Tabell 3: Cohens empiriske klassifiseringer av korrelasjonsstyrke.....	21
Tabell 4: Pearson korrelasjonskoeffisienter mellom nivå av Clostridium perfringens, Escherichia coli, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), og termotolerante koliforme bakterier (TKB), og sporer fra sulfittreduserende anaerobe Clostridia (SFT) ved Valsetbekken 1 (VB1), Sagelva 2 (SE2), Lykkjebekken (LB) og Jervbekken 1 (JB1).....	25
Tabell 5: Games-Howell eller Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av C. perfringens, E. coli, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør.....	43
Tabell 6: Games-Howell eller Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av E. coli, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Jervbekken 1 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør .....	44
Tabell 7: Games-Howell eller Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av C. perfringens, E. coli, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 1 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør. ....	45
Tabell 8: Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av termotolerante koliforme bakterier ved Lykkjebekken 1 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør.....	46

# 1 Innledning

Tilstrekkelig tilgang på trygt vann er en essensiell forutsetning for menneskers liv og velferd. FN vedtok i 2010 eksplisitt at det er en menneskerett å ha tilgang på trygt og rimelig vann, og gjennom det en forsvarlig levestandard (United Nations, 2010). Som et perspektiv på konsekvensene av mangel på trygt drikkevann, anslår verdens helseorganisasjon at dette bidrar til at på verdensbasis 361 000 barn under fem år dør årlig av diare (World Health Organization, 2014, s. IX).

Truslene mot trygt drikkevann er mange. De deles opp i bakterier, virus, parasitter, sopp eller alger med helseskadelige virkninger, og organiske eller uorganiske stoffer med helseskadelig virkning (Andersen, 2016). Forskjellige land har ulikt lovverk for disse. I Norge pålegges alle vannverkseiere gjennom drikkevannsforskriften å påse at behandlet drikkevann *ikke inneholder virus, bakterier, parasitter, andre mikroorganismer eller stoffer som i antall eller konsentrasjon utgjør mulig helsefare* (Drikkevannsforskriften, 2016, §.5).

For å kunne levere vann i henhold til drikkevannsforskriften må vannressurser, altså vannkilder, forvaltes forsvarlig. Vann er i utgangspunktet en fornybar ressurs, men overutnyttelse, avrenning fra jordbruk, forsøpling og andre forhold kan redusere hvor egnet en vannkilde vil være. Samtidig er det sjeldent økonomisk hensiktsmessig å bruke sterkt forurenset vann som vannkilde grunnet større kostnader ved rensing (Koch, 2010). Jorden har totalt 1350 millioner km<sup>3</sup> med vann, men bare rundt 0.06 %, altså 0.8 millioner km<sup>3</sup>, av dette er lett tilgjengelig som ferskvann, resten er bundet i is eller eksisterer som saltvann (Goncharuk, 2014, s.V og 1). Altså finnes det begrenset med gode vannkilder og hvor godt vannressursene forvaltes nå bestemmer hvor mye ressurser som må brukes i fremtiden. Samtidig, er det som oftest mindre ressurskrevende å forhindre at noe går galt enn å reparere.

I sammenheng med overutnyttelse øker verdens behov for rent vann årlig med rundt 1 %, og det forventes at verdens vannbehov vil øke med nesten en tredjedel innen 2050 (United Nations World Water Assessment Programme, 2018). I kombinasjon med dette forutses det at klimaendringer vil føre til utfordringer for drikkevannskvalitet, spesielt som følge av hyppigere ekstremvær som tørke og flom (Delpla, Jung, Baures, Clement & Thomas, 2009; World Health Organization, 2017). Ifølge Delpla et al. (2009) forventes det at klimaendringer fører til endringer i løst organisk materie, mikroforurensinger og forekomst av patogene mikroorganismer i vannkilder.

Avslutningsvis, er det et stort behov for vannkvalitetsovervåkning, prediktive verktøy og beslutningsstøttesystemer, hovedsakelig med det formål å bistå helserisikovurderinger og tiltak for å gjenopprette normaltstand eller tilpasse seg nye. For å skape disse kreves forståelse for hvilke interaksjoner som oppstår i og mellom blant annet nedbørfeltet, vannstrømmer og vannkilden, og hvilken utvikling vannkvaliteten har hatt til nå.

For å øke forståelse for slike interaksjoner ble informasjon om den kjemiske og mikrobiologiske kvaliteten i ulike deler av vannkilden Jonsvatnet og tilrennende vannstrømmer undersøkt.

Hovedfokus ble satt på vannstrømmene og overflatevannet, siden de fleste store endringene forekom der. De fleste data var fra Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg (VIVA), som gjennom sin daglige drift fra 1999 til 2018 har utført et betydelig antall vannkvalitetsundersøkelser. Målingene ble videre undersøkt sammen med meteorologiske data fra meteorologisk institutt for å finne eventuelle sammenhenger og trender. Målet var å bidra til økt forståelse for vannkilden, som videre kunne øke evnen til å tilpasse vannbehandlingen til varierende råvannskvalitet ved å finne mønster som indikerte fremtidige tilstander, tilstander i andre deler av systemet eller trusler mot vanntrykgheten.

Det ble undersøkt hvilke statistiske sammenhenger som fantes mellom Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken, og om vannkvalitet i disse kunne påvirke vannkvaliteten i Storvatnet delen av Jonsvatnet i perioden 1999 til 2018. Samtidig ble det undersøkt om lufttemperatur hadde sammenheng med vannkvalitet i Sagelva og bekkene og i de øvre lagene av Jonsvatnet. Om det kunne påvises forskjeller i vannkvalitet ved Sagelva og bekkene, og på råvannet i de forskjellige sesongene, og hvordan vannkvaliteten hadde utviklet seg i Sagelva og bekkene, og i Storvatnet over tid.

De sammenhengene og trendene som er undersøkt, testet VIVAs antagelser om forhold i Jonsvatnet. Slik at en i fremtiden kan omtale disse med god sikkerhet. Eksempelvis hvilke vannstrømmer som hadde best vannkvalitet, til hvilken grad nedbør fører til redusert vannkvalitet og hvordan vannkvaliteten varierte gjennom de forskjellige sesongene. Det var få forhold som avvek fra antagelsene.

Sammenhenger og tilstander som ble undersøkt ble i stor grad bestemt av studenten, siden VIVA hadde få konkrete ønsker. Samtidig var noen ønsker fra oppdragsgiver ikke mulige å etterkomme, grunnet at transporttid på vandistribusjonsnettets ikke var tilgjengelig. En annen utfordring var at prøveinnsamling var foretatt ved forskjellige dager for noen målepunkter, noe som forhindret flere analyser fra å kunne gjennomføres. Dette begrenset også hvor mulig det var å etterkomme noen av ønskene til VIVA.

## 2 Teoretisk bakgrunn

### 2.1 Vannkvalitet

Vannkvalitet er et bredt begrep som er avhengig av vannets funksjon (Mesquita & Noble, 2013, s.28). Eksempelvis stilles det forskjellige krav til badevann, drikkevann og råvann. Kravene omfatter biologiske, mikrobiologiske og kjemiske kvalitetsparametere. For vannkvalitet i drikkevannskilder, såkalt råvann, samt behandlet vann, såkalt drikkevann defineres de formelle kravene i Norge av drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2018b). Prinsippet «risiko er ekvivalent med sannsynlighet for uønsket hendelse multiplisert med konsekvensene av en uønsket hendelse» gjelder også for drikkevann. Derfor setter drikkevannsforskriften strengere krav til prøvetakingsregime for større vannbehandlingsanlegg som Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg (VIVA). Kravene i drikkevannsforskriften kan deles inn i kjemiske og mikrobiologiske parametere. Eksempler er konsentrasjon av miljøgifter, metaller og turbiditet for kjemiske parametere og forekomst av kimtall ved 22 °C, koliforme bakterier og *Escherichia coli* for mikrobiologiske. Det settes også krav til sensoriske parametere som lukt og smak (Drikkevannsforskriften, 2016, §20, Vedlegg 1 og 2).

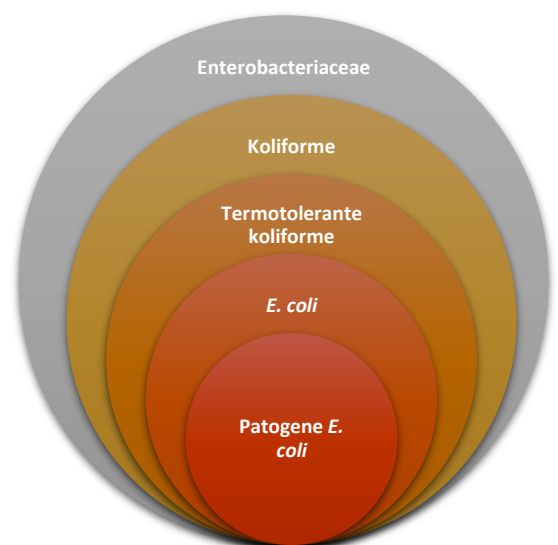
For råvannsprøver skal det minst analyseres for *E. coli*, og om det produseres over 10 m<sup>3</sup> vann i døgnet skal også intestinale enterokokker, koliforme bakterier, pH, turbiditet og farge analyseres (Drikkevannsforskriften, 2016, §20). Siden dette er minstekravet kan det være hensiktsmessig å undersøke flere parametere for å bedre forståelsen av tilstanden til råvannet.

Mikrobiologisk vannkvalitet for drikkevann har i mer enn hundre år blitt kvantifisert ved testing av mikrobielle indikatorer (Stevens, Ashbolt & Cunliffe, 2003, s. VII). Påvisning av indikatorer antyder at vann er forurenset med avføring fra mennesker eller dyr, såkalt fekal kontaminering (Mesquita & Noble, 2013; A. Paruch, Paruch & Mæhlum, 2017, s.28-31).

Indikatorerne brukes for å kvantifisere helseskadepotensialet til drikkevannet, og regler ved deres tilstedeværelse eller fravær er definert i de fleste retningslinjer for vannkvalitet (Stevens et al., 2003, s.

- Organismen burde være tilstede i alle tilfeller enteriske (tarm) patogener er tilstede.
- Organismer burde ha noe lengre overlevelsestid enn den mest hardføre enteriske patogener.
- Organismen burde ikke kunne vokse i vann.
- Organismen burde være enkel å teste for.
- Antall av organismen burde ha et direkte forhold til grad av fekal forurensning.
- Organismen burde være en del av den intestinale mikrofloraen til varmblodige dyr.

Figur 1: Kriterier for en god indikatororganisme (Mophapatra, 2008, s.487)



Figur 2: Venndiagram for ulike indikatorer for fekal forurensning, figur egen, kilde: (Mesquita & Noble, 2013, s.31)

VII). Det brukes indikatorer siden det finnes så mange forskjellige patogene mikroorganismer som kan være tilstede som følge av forurensing med human eller animalsk avføring, at det ikke er økonomisk eller praktisk mulig å teste for hver spesifikke patogen (Hachich et al., 2012; Stevens et al., 2003, s.3; Tornevi, 2015, s.4). En indikator for mikrobiell vannkvalitet er generelt noe som blir tilsatt vannet samtidig som fæces, men som er enklere å måle enn det fulle spekteret av mikroorganismer som kan føre til helseskade (Stevens et al., 2003, s.3). En grundigere beskrivelse av krav til en god indikatororganisme finnes i figur 1. Til tross for at alle indikatorer som benyttes ikke tilfredsstiller kravene til en god indikator, er de per nå, den beste tilnærmingen for å beskytte folkehelsen (Mesquita & Noble, 2013, s.29-30). Blant de vanligste indikatorene for fekal forurensing i vann finnes termotolerante koliforme og koliforme bakterier, intestinale enterokokker og *E. coli*. Samtidig er det viktig å vite at en indikator alene ikke vil være tilstrekkelig til å indikere alle patogene mikroorganismer i vann (Odonkor, 2013, s.5). Et venndiagram for forholdet mellom noen av indikatorene finnes i figur 2.

## 2.2 Mikrobiell vannkvalitet

### 2.2.1 Koliforme og termotolerante koliforme bakterier

Koliforme bakterier er mikroorganismer som hovedsakelig finnes i tarmsystemet til dyr, inkludert mennesker. De er en vanlig indikator for vannkvalitet, mer spesifikt indikerer de animalsk eller menneskelig fekal kontaminering av vann. Definisjonen har endret seg over årene, og gjeldende definisjon er bakterier som er i stand til aerob og anaerob fakultativ vekst, kan gjære laktose ved 37 °C innen 48 timer, har enzymet B-galaktosidase og er oksidase-negative (Adam M. Paruch & Mæhlum, 2011). En del av logikken bak koliforme er at pattedyr vil få melk og derav også laktose, det er derfor naturlig at de også har en tarmflora som er i stand til å fermentere laktose (Folkehelseinstituttet, 2012). Koliforme bakterier er medlemmer av enterobacteriaceae familien og *E. coli*, *Enterobacter aerogenes* og *Klebsiella pneumoniae* er eksempler på koliforme bakterier (Rakosy A. W, 2018; Stevens et al., 2003, s.11 ). Alle medlemmer av enterobacteriaceae familien er derimot ikke koliforme bakterier, eksempelvis slektene *Shigella* og *Salmonella*.

Av alle de forskjellige slektene som utgjør koliforme bakterier er det ifølge Stevens et al. (2003, s.12) bare *Escherichia* som ikke kan være en del av naturlig flora i miljøet. Dette gjør koliforme bakterier til en mindre ideell indikator for fekal forurensing. Nyligere bestrides også kildene til *Escherichia*, siden blant andre Mathai et al. (2019) og Muruleedhara N. Byappanahalli, Shively, Nevers, Sadowsky og Whitman (2003) har funnet at makroalger som *Cladophora* muliggjør vekst av *E. coli* i ferskvannsmiljøer. Til tross for dette, betraktes fortsatt vekst av *E. coli* i ikke enteriske habitater som så liten at det ikke er en nevneverdig faktor (Odonkor, 2013, s.6; A. Paruch et al., 2017, s.61).

Det skilles mellom koliforme og såkalte miljøbakterier, altså koliforme med ikke enteriske habitater (A. Paruch et al., 2017, s.10). Ved påvisning av høye antall koliforme i en vannprøve, anbefaler Folkehelseinstituttet (2012) at det undersøkes for *E. coli* og intestinale enterokokker, før en eventuelt undersøker hvor stor andel av de koliforme som er miljøbakterier. En annen grunn til at koliforme bakterier ikke er en ideell indikator, er at de overlever betydelig lengre enn flere av de patogene de skal indikere. De kan også etablere seg i

drikkevannsdistribusjonssystemer (rør og gummibelagte ventiler) som biofilm (Kilb, Lange, Schaule, Flemming & Wingender, 2003). Det medfører ikke nødvendigvis en helserisiko, men om de oppfattes som indikator, vil det indikere fekal kontaminering uten at patogener er til stede (Stevens et al., 2003, s.15). Samtidig er tilstedeværelse av koliforme bakterier i vannforsyning ofte inkonsistent med vannrelaterte sykdomsutbrudd. Dette forårsaker vansker knyttet til tyding av tilstedeværelse av koliforme bakterier når *E. coli* ikke påvises (Stevens et al., 2003, s.12).

I Norge er koliforme bakterier en obligatorisk prøveparameter for drikkevannsprøver, samt råvannsprøver for vannverk som produserer over 10 m<sup>3</sup> vann i døgnet. Der er ingen grenseverdi for antall koliforme bakterier i Drikkevannsforskriften, men tiltaksgrensen er større enn 0 koliforme bakterier per 100 ml drikkevann, og analyse skal gjøres etter NS-EN ISO 9308-1 eller 9308-2 (Drikkevannsforskriften, 2016, §20 og Vedlegg 2 ).

Termotolerante koliforme bakterier er en undergruppe av koliforme bakterier, som også omtales som fekale koliforme. I stedet for fermentering av laktose ved 36 °C, skal termotolerante koliforme vokse og fermentere laktose ved 44.5 °C (Stevens et al., 2003, s.10). Det antas at den høyere temperaturen inhiberer bakterier av ikke fekal opprinnelse. Denne antagelsen er derimot ikke alltid sann, da flere av medlemmene i gruppen kan finnes naturlig i miljøet. Eksempelvis *klebsiella ssp.* og *enterobacter ssp.*, derav regnes termotolerante koliforme som det mest korrekte navnet (Adam M Paruch & Mæhlum, 2012). Termotolerante koliforme betraktes som en sikrere indikator enn koliforme, men funn av termotolerante koliforme garanterer ikke fekal forurensing, og termotolerante koliforme er derfor ikke en perfekt indikator (Adam M Paruch & Mæhlum, 2012; Santiago-Rodriguez, Kinzelman & Toranos, 2016, kap 3.1.1 s.1).

Noen eksempler på hvordan termotolerante koliforme bakterier reagerer på miljøstress er at dødsraten øker både ved høyere temperaturer og ved mer sollys. Lys har sterkere påvirkning enn temperaturen (Köning, 2010). Eksempelvis fant Sinton, Hall, Lynch og Davies-Colley (2002) at dødsraten for termotolerante koliforme i kontaminert elvevann var mer enn ti ganger høyere ved sollys eksponering enn ved simulert natt med samme betingelser.

I en studie av Hachich et al. (2012) ble det funnet at 84 % av termotolerante koliforme bakterier var *E. coli* for ferskvannsprøver fra 25 lokasjoner i San Paulo Brasil. En lignende studie av Garcia-Armisen, Prats og Servais (2007) fant at gjennomsnittlig 77 % av termotolerante koliforme bakterier var *E. coli* for ferskvannsprøver fra den franske elven Seine. Av den grunn forventes også sammenhenger mellom *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier i denne studien.



### 2.2.2 *Escherichia coli*

*E. coli* er ifølge Savageau (1983) tilstede i høy konsentrasjon i menneske fæces,  $10^6$  til  $10^9$  kde/g våtvekt, og vurderes som den mest spesifikke indikatoren for fekal forurensing (Edberg, Rice, Karlin & Allen, 2000; Adam M. Paruch & Mæhlum, 2011). Overvåking av *E. coli* i vann brukes som informasjonsparameter ved vannkvalitetsstyring for både råvann og drikkevann (Stevens et al., 2003, s.V). Påvisning av *E. coli* indikerer tilstedeværelse av patogene bakterier, samtidig som den også er en svak indikator for virus og protozoer, da disse kan ha større overlevelsessevne enn *E. coli* (Mesquita & Noble, 2013, s.31; Stevens et al., 2003, s.VII og 4). Påvist *E. coli* i mat eller vann beviser ikke nødvendigvis at det er patogene mikroorganismer tilstede, men det indikerer økt sjanse for tilstedeværelse (Odonkor, 2013, s.6). Ifølge Drikkevannsforskriften (2016, Vedlegg 1) skal det ikke kunne påvises *E. coli* i drikkevannet, og ved påvisning skal det igangsettes etterforskning samt tiltak som kokevarsel for abonnenter (Folkehelseinstituttet, 2018).

### 2.2.3 Intestinale enterokokker

Gjennom millioner av år med evolusjon har intestinale enterokokker spesialisert seg på kolonisering av fordøyelsesorganer. De er kjernemedlemmer av insekters, pattedyrs, reptilers og menneskers tarmflora, og finnes i konsentrasjoner fra  $10^4$  til  $10^6$  bakterier per gram våtvekt i menneskelige fæces (Dubin & Pamer, 2017; Lebreton, Willems & Gilmore, 2014). Intestinale enterokokker er medlemmer av slektene *Enterococcus* og *Streptococcus* som oppfyller kriteriene satt av ISO 7899-1:1998 (International Organization for Standardization, 1998). De vanligste artene er *Enterococcus faecalis* og *Enterococcus faecium* (Staley, Dunny & Sadowsky, 2014).

Det er bred aksept for at intestinale enterokokker har et nært forhold til utvikling av gastrointestinale symptomer, ikke kan vokse i kloakk forurenset vann og har overlevelsesmønster lignende flere vannbårne patogene bakterier (Figueras & Borrego, 2010). Gjennom drikkevannsforskriften er det satt grenseverdi på 0 kde intestinale enterokokker per 100 ml for drikkevannsprøver, undersøkt ved NS-EN ISO 7899-2 (Drikkevannsforskriften, 2016, §20, Vedlegg 1 og 2). Samtidig skal vannverk som leverer mer enn  $10 \text{ m}^3$  vann i døgnet også undersøke råvann for intestinale enterokokker. Ifølge Wahl (2006) er den mest relevante anvendelsen for intestinale enterokokker i vannkvalitetsstyring, som supplerende faktor til *E. coli* målinger. Dette på grunn av at intestinale enterokokker registreres ved noe eldre fekal forurensing, siden *E. coli* dør raskere i ferskvannshabitater.

Antagelsen til nå har vært at enterokokker som utskilles fra tarmene til verter ikke vil være levedyktige i det nye habitatet. Bakgrunnen for dette er de store forskjellene i betingelser som næringsmangel, predasjon, ultrafiolett stråling og annet økologisk stress. Nylige undersøkelser av enterokokker i ikke-enteriske habitater har derimot påvist tilsynelatende stabile, potensielt naturlige populasjoner (Muruleedhara N Byappanahalli, Nevers, Korajkic, Staley & Harwood, 2012; Staley et al., 2014). Ved bruk av intestinale enterokokker som indikator representerer dette en mulig feilkilde. For ferskvann er derimot vekst usannsynlig med mindre klima er tropisk og vannet har høy næringstetthet.

## 2.2.4 Sporer fra sulfittreduserende anaerobe Clostridia, og *Clostridium perfringens*

Sporer fra sulfittreduserende anaerobe bakterier (Clostridia) er tilstede i store deler av miljøet (WHO, 2003, s.58). De finnes i humane og animalske fæces, i avløpsvann og i jord. Til forskjell fra *E. coli* og andre fekale indikatorer kan sporene overleve i vann i lange perioder, da de er mer hardføre enn vegetative celler (International Organization for Standardization, 1986). De kan derfor gi indikasjoner på fjerntliggende eller intermitterende forurensing. Det har også vært antydning at sporer fra sulfittreduserende anaerobe bakterier og *Clostridium perfringens* kan brukes som indikator for virus og parasitter. I sammenheng med dette fant Payment og Franco (1993) korrelasjoner mellom *C. perfringens* og humane enteriske virus ( $r = 0.63$ ), *Giardia* cyster ( $r = 0.76$ ) og *Cryptosporidium* oocyster ( $r = 0.65$ ) i elvevann fra tre elver i Montreal. Måling av sporer fra sulfittreduserende anaerobe bakterier før og etter behandling av vann kan også gi indikasjoner på behandlingens effekt med hensyn til inaktivering av hardføre patogene mikroorganismer (Agulló-Barceló, Oliva & Lucena, 2013). Eksempelvis fant Agulló-Barceló et al. (2013) sterke korrelasjoner mellom forekomst av *Cryptosporidium* og sporer fra sulfittreduserende anaerobe bakterier i avløpsvann ( $r = 0.76$ ) og i gjenvunnet vann ( $r = 0.85$ ).

*Clostridium perfringens* er en anaerob, sporedannende, sulfittreduserende patogen bakterie som finnes i jord, humane og animalske fæces (Mara & Horan, 2003, s.107). Ifølge Edberg et al. (2000) kan ubehandlet kloakk ha konsentrasjoner rundt  $10^6$  sporer per 100 ml, og sporene kan påvises opptil flere år senere i en drikkevannskilde. Sporer kan altså påvises i vann også når koliforme og termotolerante koliforme bakterier ikke kan påvises grunnet sporenes store evne til overlevelse (Mara & Horan, 2003, s.107).

Mye forskning er blitt utført for å dokumentere hvor egnet *C. perfringens* er som indikator. Eksempelvis fant Vierheilig et al. (2013) at *C. perfringens* ikke var egnet som indikator, siden påvist forekomst ikke responderer til fekal forurensing fra herbivore dyr. Den kan derimot brukes som markør for fekal forurensing fra mennesker eller karnivore dyr. En annen studie av Stelma (2018), som vurderte bruk av bakterielle sporer som vannkvalitetsovervåkningsverktøy, fant at *C. perfringens* sporer kunne være nyttig som en konservativ indikator for fekal forurensing. *C. perfringens* har flere svakheter som indikator, den tilføres i lavere konsentrasjoner enn flere patogener ved fekal kontaminering, sporene har større evne til overlevelse i akvatiske miljøer enn de fleste patogener og den er ikke tilstede i alle former for fekal kontaminering. Likevel kan *C. perfringens* være en nyttig parameter, eksempelvis ved etterforskning av en fekal kontaminering som fant sted for så lenge siden at andre indikatorer ikke kan påvises (Stelma, 2018). I Drikkevannsforskriften (2016, Vedlegg 2) betraktes *C. perfringens* som en indikator for både patogene mikroorganismer og parasitter, og det skal undersøkes for disse ved påvist *C. perfringens* i drikkevann.

## 2.2.5 Kimtall ved 22 °C

En annen mikrobiell prøveparameter som ofte brukes er kimtall. De fleste lands retningslinjer for vannkvalitet setter krav til måling av kimtall, også generelt kalt «total heterotrophic plate count» (HPC) eller «standard plate count bacteria». Kimtall er et mål på generell renhet i både drikkevann og råvann (Stevens et al., 2003, s.7). Det vurderes derfor ikke som en indikasjon på mulig helseisiko. Målinger av kimtall brukes derimot for å forstå endringer i drikkevannssystemet eller råvannet over tid. Dette utnyttes for å finne, hindre og bedre ugunstige forhold. Kimtall kan også brukes for å måle desinfiseringseffekt ved å sammenligne kimtall før og etter behandling av råvann (Folkehelseinstituttet, 2012). I Drikkevannsforskriften (2016, Vedlegg 2) finnes det ikke noen grenseverdi for kimtall, men det skal iverksettes tiltak ved over 100 kde per 100ml eller ved unormale endringer i drikkevannet.

## 2.3 Kjemiske vannkvalitetsparametere

Blant de kjemiske vannkvalitetsparametere finnes blant annet turbiditet, pH, næringssalter og løst organisk karbon. Ingen av disse er direkte forbundet med helseskade, men ved interaksjoner med eksempelvis mikroorganismer, humus, alger eller forskjellige vannbehandlingsmetoder kan de likevel utgjøre en trussel for human helse.

### 2.3.1 Turbiditet

Turbiditet (Nephelometerisk turbiditet enhet, NTU) er et mål på fint suspendert materie i vann, hovedsakelig kolloidal materie. Høy turbiditet skyldes løst leire, gjørme, organiske partikler, plankton, mikroorganismer, samt suspendert organisk og uorganisk materie (Li & Liu, 2018, s.18; Ritter, 2009, s.140-141). En viktig grunn til at turbiditet måles er at organiske partikler som bidrar til høy turbiditet har en tendens til å beskytte patogener fra baktericide tiltak som klorering og ultrafiolett stråling (De Zuane, 1997, s.38; Tornevi, 2015). Turbiditet kan reduseres ved koagulering, sedimentering og filtreringsprosedyrer (De Zuane, 1997, s.38). Ifølge De Zuane (1997, s.39) kan også turbiditet indikere nivå av bakterielle kontaminanter.

Drikkevannsforskriften (2016, Vedlegg 1 og 2) setter ingen kvantitative krav til turbiditet, men anbefaler et nivå hvor forbrukere er fornøyde, samt at det ikke forekommer unormale endringer. Mattilsynet anbefaler derimot at turbiditeten ikke overstiger 1 NTU.

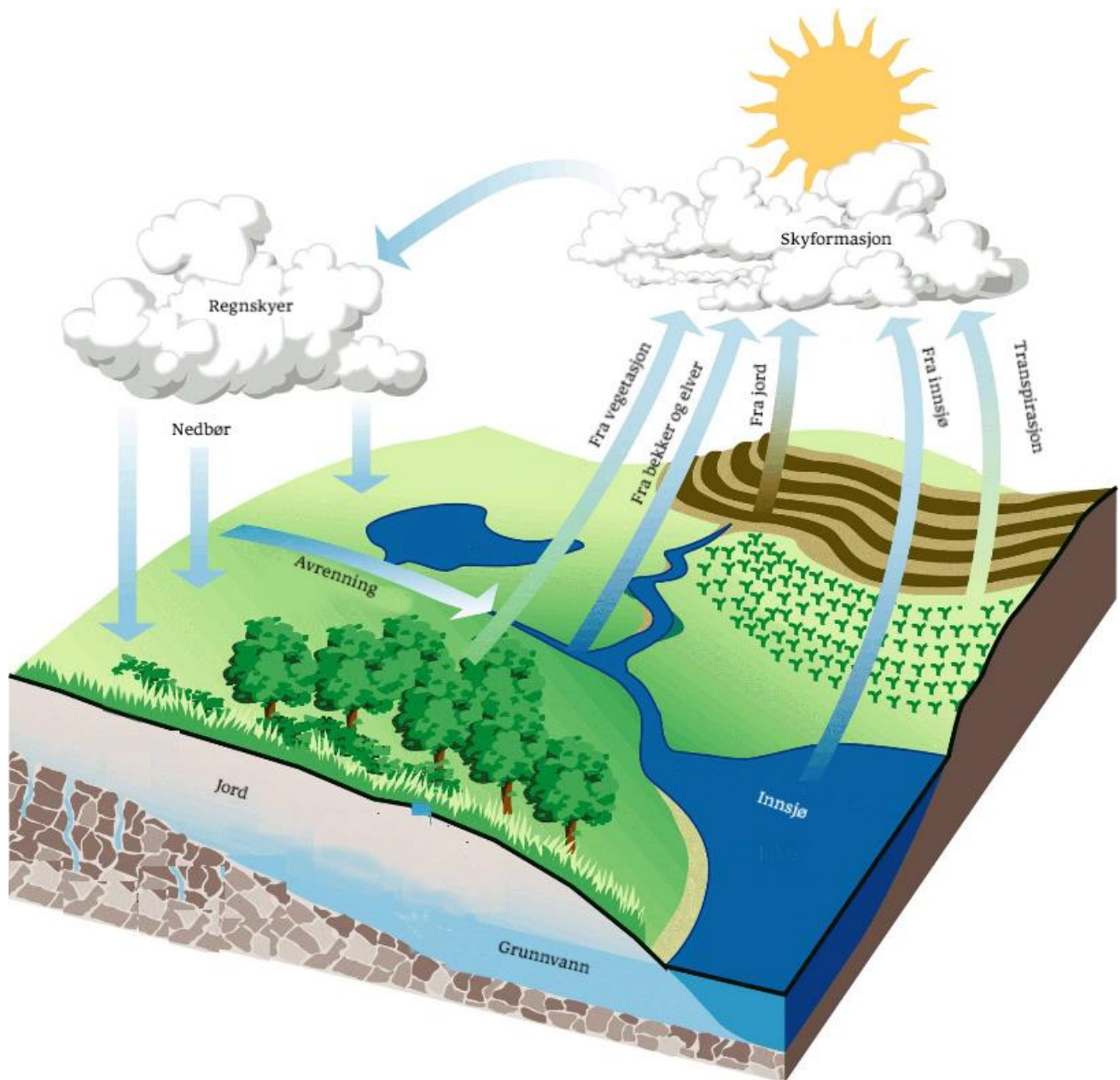
### 2.3.2 Næringssalter

Næringssalter har betydning for alt liv i vann, og de viktigste av disse er nitrogen og fosfor, hvor høye konsentrasjoner fører til algeoppblomstring (eutrofiering) (Ødegaard, 2012, s.143). Totalt nitrogen er et mål på nitrogen i form av organisk bundet nitrogen som urea og uorganisk bundet nitrogen som ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitritt ( $\text{NO}_2^-$ ) og nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitrogen er sjeldent begrensende vekstfaktor for algeveksten i ferskvann, den rollen har fosfor (Ødegaard, 2012, s.144-145). Totalt fosfor er et mål på organisk bundet fosfor og uorganisk fosfor som orthofosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) og polyfosfat ( $\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$  og  $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$ ) (Ødegaard, 2012, s.143). Fosforkonsentrasjon er en av de viktigere kjemiske vannkvalitetsparametere, siden en moderat endring raskt kan endre konkurranseforhold i akvatiske økosystemer. Hvis fosforkonsentrasjonen blir for høy, endres det akvatiske økosystemet, og en får en gradvis dårligere vannkvalitet (Kroiss, Rechberger & Egle, 2011, s.184). Ifølge Kroiss et al. (2011, s.184) er slike endringer hovedsakelig knyttet til menneskelig aktivitet.

## 2.4 Vannkvalitetsstyring

Vannkvalitetsstyring er en kompleks prosess som krever hensyn til både vannkilden og de geografiske områdene hvor vann, sediment og løst materie renner til vannkilden, altså nedbørfeltet (North Carolina Department of Environmental Quality, 2008). Forvaltningen av nedbørfeltet burde skje på en bærekraftig måte som effektivt utnytter ressurser for å sikre tilstrekkelige mengder trygt vann uten å skade økosystemet (Benedini & Tsakiris, 2013, s.2; Mattilsynet, 2018a). Samtidig burde sosiale faktorer som nærliggende virksomheter, jordbruks og grunneieres behov vurderes (Benedini & Tsakiris, 2013, s.2; Mattilsynet, 2018a).

Ifølge Asadollahfardi (2015, s.2-3) er vannkvalitet sjeldent konstant, og variasjoner i vannkvaliteten kan forårsakes av endringer i alle innfaktorer til en vannforekomst. Eksempelvis vil økt eller redusert forurensing fra dyr eller jordbruk, endringer i værmønster, temperatur eller bebyggelse i nedbørfeltet påvirke vannkvaliteten. For å hindre uønskede endringer i vannkvaliteten er det derfor viktig å styre aktivitet som skjer i nedbørfeltet ved både tilsyn og regler.



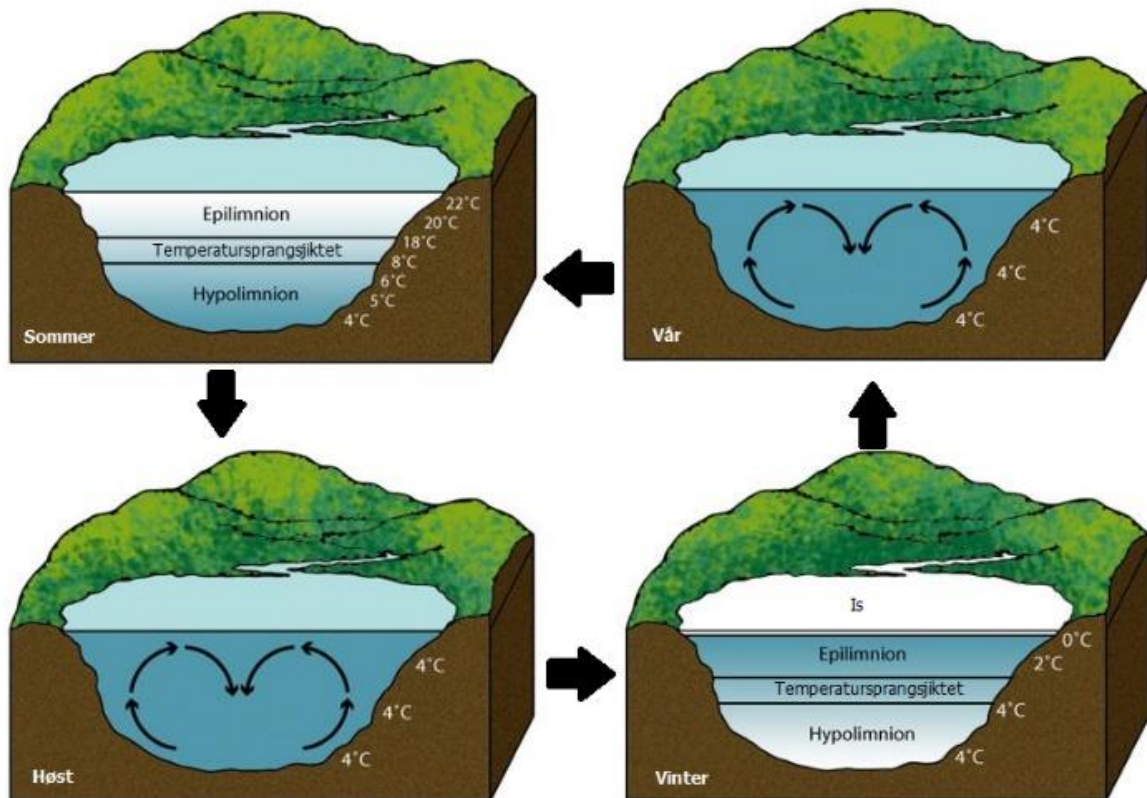
Figur 3: Hydrologisk sirkelløp. Figur modifisert fra Federal Interagency Stream Restoration Working Group (1998, kap 2 s.3)

Innen vannkvalitetsstyring brukes tidsserier ofte for å finne historiske mønster som kan forutse fremtidige endringer. En tidsserie kan forstås som et vannkvalitetsmønster, sammensatt av trender, sesongvariasjoner og irregulære fluktueringer (Asadollahfardi, 2015, s.44; Kurunç, Yürekli & Çevik, 2005). Trender er økninger eller reduksjoner over lengre perioder. Sesongvariasjoner er periodiske mønster i en tidsserie som gjentar seg selv etter en gitt tid. De er som oftest forårsaket av faktorer som vær og gjennomsnittlig månedlig temperatur (Asadollahfardi, 2015, s.44; Kurunç et al., 2005). Irregulære fluktueringer er tilfeldige endringer i et mønster som ikke følger et gjenkjennelig mønster og de representerer den resterende variasjonen (Kurunç et al., 2005). Slike variasjoner stammer ofte fra tilfeldige hendelser som skred, jordskjelv og større forurensingsscenarioer (Asadollahfardi, 2015, s.44).

To spesielt viktige kilder til variasjon i vannkvaliteten til overflatevann er nedbør og temperatur. Store nedbørsmengder kan føre til at overflatevann får økt turbiditet med høyere humusinnhold, og det kan også påvirke forekomst av patogener (Tornevi, 2015). Som vist i figur 3 skyldes dette at ved større mengder nedbør vil avrenningen øke, og sterkere strømning har større evne til å erodere jord enn svak strømning, derav tilføres det mer humus og eventuelt også fekal materie. Eksempelvis fant Tornevi (2015) at kraftig nedbør var relatert til økte nivåer av *E. coli* i den svenske elven Göta. Han fant også at nedbør var faktoren som bidro til mest variasjon i mikrobiell kvalitet i elven, lignende funn er også gjort av Rostami, He og Hassan (2018). Harper, Edge, Schuster-Wallace, Berke og McEwen (2011) rapporterte at dette også gjelder for snøsmelting, da det ble rapportert en sammenheng mellom økt konsentrasjon av patogener mikroorganismer i råvann og økt avrenning fra både nedbør og snøsmelting. Store mengder nedbør er også assosiert med økt risiko for svikt i vannrensing og distribusjon (Tornevi, 2015). Tornevi (2015) rapporterte at uvanlig mange tilfeller av akutt gastrointestinal sykdom blir observert etter tung nedbør.

Lufttemperatur og vanntemperatur er nært knyttede parametere. Sammenhengen mellom lufttemperatur og vanntemperatur i innsjøer ble eksempelvis rapportert av M. Livingstone og Lotter (1998). De fant at daglig variasjon i lufttemperaturen reflektertes veldig godt i vanntemperaturen ved 1 m dybde i innsjøer i det sveitsiske platå. Samtidig fant de også at vanntemperaturen i området over temperatursprangsjiktet i innsjøer (epilimnion) korresponderer godt til gjennomsnittlig månedlig lufttemperatur. Det er også funnet sammenhenger mellom lufttemperatur og vanntemperatur i elver og bekker. Morrill, Bales og Conklin (2005) rapporterte at overflatetemperaturen i de fleste bekker vil øke med 2-3 °C når lufttemperaturen øker med 3-5 °C.

Vanntemperaturen har effekt på både mikrobiologiske og kjemiske forhold i bekker, elver og innsjøer. Med hensyn til mikrobiologiske forhold vil vanntemperaturen blant annet påvirke hvor lenge mikroorganismer med andre naturlige habitat overlever i ferskvannsmiljø. Eksempelvis fant Flint (1987) at overlevelsessevnen til *E. coli* i elvevann avtok ved økende temperatur i temperaturintervallet 4 °C til 37 °C. Samtidig påvirkes også hastigheten til biologiske og kjemiske reaksjoner, en økning på 10 °C doubler grovt sett reaksjonshastigheten (Ødegaard, 2012, s.122). Forhold som løst oksygen, karboninnhold og korrosjon blir også påvirket av endringer i vanntemperatur (De Zuane, 1997, s.27; Ødegaard, 2012, s.122). For best mulig vannkvalitet, påpeker De Zuane (1997, s.27) at en ideell vannforsyning vil ha nesten konstant temperatur. Dette forklares ved at en konstant temperatur vil eliminere mye av variasjonen i vannkvaliteten, som videre gjør vannbehandlingen mer forutsigbar.



Figur 4: Sommer- og vinterstagnasjon, og vår- og høstomrøring. Figur modifisert fra Gunther (u.å.)

En annen viktig effekt av vanntemperaturen er sommer- og vinterstagnasjon (se figur 4). Ifølge Ødegaard (2012, s.161-162) oppstår sommerstagnasjon i de fleste store, dype innsjøer. Innsjøens vann vil deles i tre lag. Disse er overflatelaget (epilimnion) med varmere vann, dypvannslaget (hypolimnion) med kaldere vann og temperatursprangsjiktet som er grenseområdet mellom overflatelaget og dypvannslaget (Ødegaard, 2012, s.161-162). Forskjellen i temperatur gir en forskjell i tetthet som fører til at overflatelaget og dypvannslaget i liten grad blandes.

Vinterstagnasjon er relativt likt sommerstagnasjon, se figur 4, men overflatelaget har da temperatur under 4 °C og dypvannslaget har temperatur på 4°C. Både sommer- og vinterstagnasjon skyldes at vann har høyest tetthet ved rundt 4 °C (Chapman, 1996, s.322).

Om et vanninntak er plassert under temperatursprangsjiktet, vil stagnasjonene fungere som hygienebarrierer, da de til en viss grad forhindrer forurensinger i overflatelaget fra å blandes med dypvannslaget, og dermed også med råvann som går til behandling. Under vinterstagnasjonen vil også et islag kunne bidra til å beskytte mot forurensing ved å blant annet forhindre omrøring fra vind (Ødegaard, 2012, s.161-162).

## 2.5 Studieområdet

I denne masteroppgaven er deler av Trondheim kommunes hovedvannforsyningssystem undersøkt. Opprinnelig intensjon var å undersøke hele vannforsyningssystemet, altså fra nedbørfelt til vann er levert. Gjennom preliminære analyser ble det klart at vannkvaliteten var så stabil på distribusjonsnettet, at det ikke var hensiktsmessig å analysere andre vannkvalitetsparameter enn kimtall. Det ble derfor valgt å utelukke distribusjonsnettet fra videre analyser.

Vannkvaliteten i Jonsvatnet ved 30 m dybde var mindre stabil enn behandlet vann, men fortsatt så stabil at det sjeldent var hensiktsmessig å analysere med modellen som ble brukt. Det ble derfor valgt å utelukke den også.



Figur 5: Forenklet forklaringsmodell for vannkvalitet fra elver og bekker til behandlet vann. Figur egen. Kilder (Chang, Tsai, Chen, Coynel & Vachaud, 2015; Etchie et al., 2014; Koch & American Water Works, 2010, s.76; Ødegaard, 2012, s.160-166, 169)

I analysene ble det fokusert på vannkvalitet i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken, i Jonsvatnet ved 1-5 m dybde, samt ved uttaksenden av vanninntaket til VIVA, heretter kalt Jervan tunnel. Det ble valgt å inkludere Jervan tunnel i analysen, til tross for at vannkvaliteten der er stabil. Dette fordi målepunktet kunne brukes for å dokumentere om andre gode eller dårlige tilstander hadde påvirkning på kvaliteten til råvannet som ble behandlet. For lufttemperatur og nedbørsdata ble det brukt data fra Voll målestasjon. En forenklet modell for flyten av vann og hva som påvirker vannkvaliteten i studieområdet finnes i figur 5.

### 2.5.1 Jonsvatnet

Jonsvatnet er hoveddrikkevannskilden til Trondheim kommune, det har sitt utløp i Vikelva og deles i de tre bassengene Litjvatnet, Storvatnet og Kilvatnet (Trondheim kommune, 2019). For å begrense forurensing av Jonsvatnet, gjelder en rekke restriksjoner som forbud mot tømning av avfall, riding og annen ferdsel med hest mindre enn 50 m fra vannet og camping i



nærliggende område (Trondheim kommune, 2019). En mer fullstendig liste over restriksjonene finnes på Trondheim kommunes nettside.

Ifølge Norges vassdrags- og energidirektorats karttjeneste, NEVINA, er nedbørfeltet til Jonsvatnet rundt 79 km<sup>2</sup>, se vedlegg A. Samtidig som det meste av nedbørfeltet er skog, 65.2 %, etterfulgt av innsjøer 19.6 %, myr 8.1 % og dyrket mark 5.8 %. Selve Jonsvatnet har et areal på over 14 km<sup>2</sup> og ligger ca. 150 moh. (A. Paruch et al., 2016). Ifølge (Sommervold, 2019), som er konsulent for vannkilder og vannbehandling ved Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg, er magasinvolument rundt 500 millioner m<sup>3</sup>, og det leveres rundt 22 millioner m<sup>3</sup> behandlet vann i året.

Vanninntaket til VIVA er plassert i Jonsvatnet, nært Jervan, ved 50 m dybde, 7 m opp fra bunnen (Trondheim kommune, 2019). Ved sommer- eller vinterstagnasjon, er vanninntaket som oftest under temperatursprangsjiktet, se figur 4. Samtidig er vanninntaket høyt nok fra bunnen til å unngå at mye bunnsediment fra bunnen dras med inn på grunn av strømmingen (Ødegaard, 2012, s.171). Vann transporteres fra vanninntaket i Jonsvatnet til VIVA hvor det behandles før det pumpes ut på drikkevannsnettet. Transporten fra vanninntaket til VIVA tar rundt 22 timer. For å overvåke vannkvaliteten til råvannet som behandles, blir vannet ved VIVAs ende av vanninntaket analysert for mikrobiologisk og kjemisk vannkvalitet.

## 2.5.2 Jonsvatnets vannstrømmer

Avrenning til Jonsvatnet skjer ifølge Köning (2010) gjennom ti bekkesystemer. Vannkvaliteten i fire av disse, Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken, overvåkes av VIVA. En oversikt over egenskapene til disse fire vannstrømmene finnes i tabell 1.

*Tabell 1: Egenskaper for nedbørfeltene til Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken. Parameterne er kalkulert ved karttjenesten NEVINA*

	Sagelva	Jervbekken	Valsetbekken	Lykkjbekken
Nedbørfeltareal (km <sup>2</sup> )	9.44	0.84	2.19	1.33
Avrenning (mm/år*km <sup>2</sup> )	842	564	581	502
Vannføring (l/s)	251.9	15.0	40.3	21.2
Skog	78 %	59 %	74 %	82 %
Dyrket mark	0 %	31 %	18 %	4 %
Myr	19 %	5 %	6 %	8 %

Av de fire vannstrømmene skiller Sagelva seg fra de andre ved at den tilfører Jonsvatnet mest vann, gjennomsnittlig rundt 252 liter per sekund. Altså mer enn Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken tilsammen. Den har også et vesentlig større nedbørfelt enn de andre. Ifølge Ødegaard (2012, s.166) kan det forventes at vannkvaliteten i Sagelva er mer stabil enn i bekkene, siden vannkvalitet blir mer stabil jo større elven er. Et annet forhold som skiller

Sagelva fra bekkene er at nedbørfeltet til Sagelva har lite menneskelig og animalsk aktivitet (Nøst, 2018, s.19). Nøst (2018, s.19) anser forurensingsnivået i Sagelva som tilnærmet bakgrunnsnivå. Sagelva brukes derfor av VIVA til sammenligningsgrunnlag for de andre bekkene, siden den kan gi en indikasjon på om det forekommer menneske- eller dyrerelatert forurensing i andre vannstrømmer. Det er derimot vanskelig å vite om bedre vannkvalitet i Sagelva har årsak i lavere nivå av forurensing, eller om det har sammenheng med større grad av fortykning.

Jervbekken og Valsetbekken har utløp nært drikkevannsinntaket til VIVA, og Nøst (2018, s.19) antar derfor at den bakterielle vannkvaliteten i disse, medfører den største forurensingsrisikoen av alle bekkene. Deres bakterielle vannkvalitet ses på som en trussel siden begge bekkene tidligere har vært preget av bakteriell forurensing, spesielt i perioder med mye nedbør (Nøst, 2018, s.20). Lykkjbekken skiller seg fra Sagelva og de andre bekkene ved at den har sitt utløp i Litjvatnet, og ikke Storvatnet.

Sammenhenger mellom nedbørfelters sammensetning og vannkvalitet i elver er kompliserte, og korrelasjoner er ofte regionsspesifikke (Baker, 2003). Noen forhold betraktes derimot som generelle. I følge Baker (2003) vil dyrket mark ofte være den største bidragsyteren til næringssalter i vannet, mens urbant areal kan ha svært stor negativ effekt på vannkvaliteten når det utgjør mer enn rundt 5 % av nedbørfeltet. A. Paruch et al. (2017) nevner også at jordbruksdominerte nedbørfelter ofte har flere kilder til fekal forurensing som påvirker mikrobiologisk vannkvalitet.

### 3 Metoder

For studien ble perioden 01.01.1999 til 31.12.18 undersøkt. For noen målepunkter og parametere fantes det ikke prøver for hele perioden. En oversikt over hvor mange prøver som fantes for hver parameter ved de forskjellige målepunktene for hvert år finnes i vedlegg B.

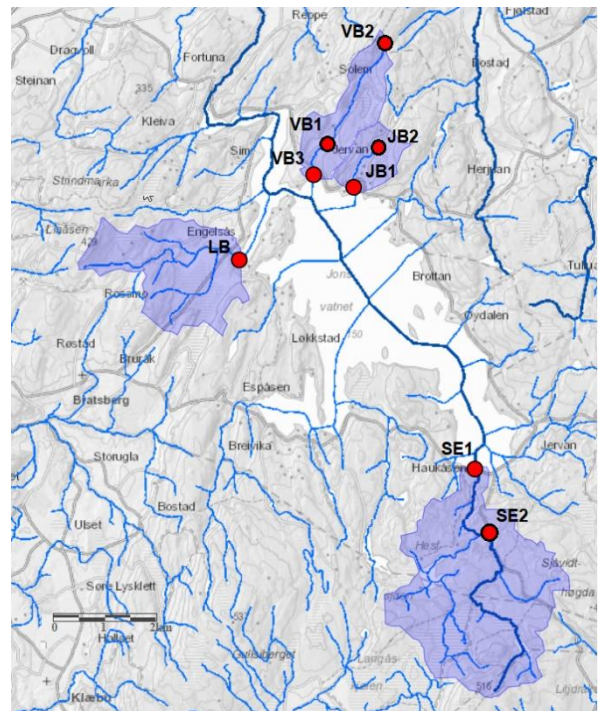
Analyser av Sagelva og bekker, Jonsvatnet og Jervan tunnel ble hentet fra analysesenterets webportal «<http://wilab.trondheim.kommune.no/online/>». Analysesenteret er Trondheim kommunes NS-EN ISO/IEC 17025 akkrediterte laboratorium. I oppgaven ble det antatt at øyeblikksutsnittet prøvene skaper, representerer den daglige tilstanden ved et målepunkt. For Sagelva og bekkene medfører dette en større usikkerhet, da vannkvalitet i bekker og elver er mindre stabil enn i innsjøer (Ødegaard, 2012, s.166).

#### 3.1 Sagelva og bekker

For Sagelva og Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken fantes det henholdsvis 2, 2, 3 og 1 målepunkt. Målepunktene vil i oppgaven henvises til ved elve- eller bekkenavn og målepunktnummer (eksempelvis Sagelva 2).

Posisjonen til målepunkter for Sagelva og bekkene i Jonsvatnet er markert og navngitt i figur 6 sammen med nedbørfeltene til vannstrømmene. Nedbørfelter ble funnet ved bruk av Nedbørsfelt-Vannføring-Indeks-Analyse (NEVINA), Norges vassdrags- og energidirektorat karttjeneste for nedbørsfelt- og vannføringsanalyse i henhold til brukerveiledningen av Norges vassdrags. og energidirektorat (2015).

Av målepunktene ble alle punkter brukt når helhetsbilder skulle vurderes, og Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken brukt som representative målepunkter ved mer spesifikke analyser. Dette begrunnes med at de var målepunktene nærmest utløpsstedet med tilstrekkelig med prøveparameter.



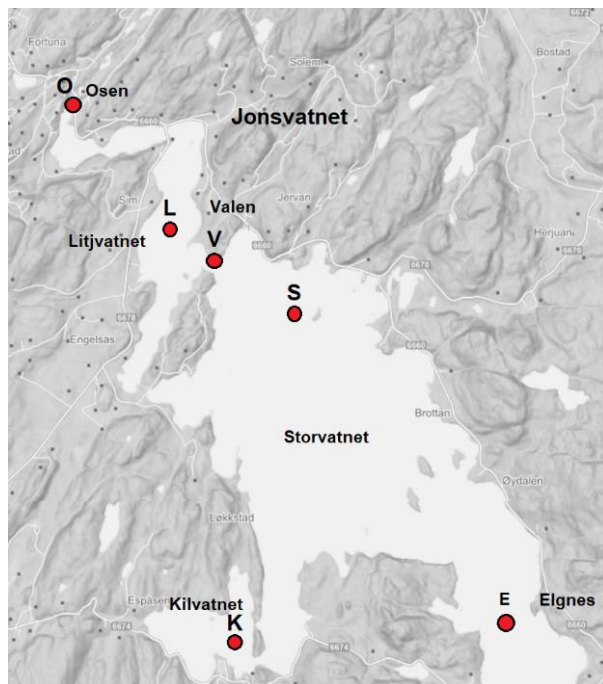
Figur 6: Nedbørfelt og målepunkter (1 til 3) for Sagelva (SE), Jervbekken (JB), Valsetbekken (VB) og Lykkjebekken (LB). Nedbørfeltene er generert av karttjenesten NEVINA. Kilde (Nøst, 2018, s. 19-20; A. Paruch, Paruch & Mæhlum, 2016).

For Sagelva og bekkene ble data om forekomst av *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, sulfittreduerende anaerobe Clostridia, koliforme og termotolerante koliforme bakterier innhentet når mulig. En oversikt over hvilke parametere og perioder det fantes data for finnes i vedlegg B tabell I, II, III og IV, og hvilke analysemetoder som ble brukt finnes i vedlegg C.

### 3.2 Jonsvatnet

I Jonsvatnet ble seks områder undersøkt, disse var Osen, og Valen hvor prøver ble tatt ved 1 m dybde, og Litjvatnet, Storvatnet, Storvatnet Elgenes og Kilvatnet hvor prøver ble tatt ved 5 m dybde. Når målepunktene omtales vil de henvises til med områdenavn og dybde, eksempelvis Storvatn Elgenes 5 m. Målepunkter for områdene finnes i figur 7. Når disse prøvene omtales, vil de henvises til som dypvannsprøver, det ble valgt å bruke begrepet siden det er prosjektnavnet som brukes av VIVA når disse prøvene loggføres.

For dypvannsprøvene ble forekomst av *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, kimtall ved 22 °C, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, samt fargetall, turbiditet og innhold av nitrogen og fosfor innhentet når mulig. En oversikt over hvilke perioder det fantes data for finnes i vedlegg B tabell V, VI, VII, VIII, IX og X, og en oversikt over hvilke analysemetoder som ble brukt finnes i vedlegg C tabell I.

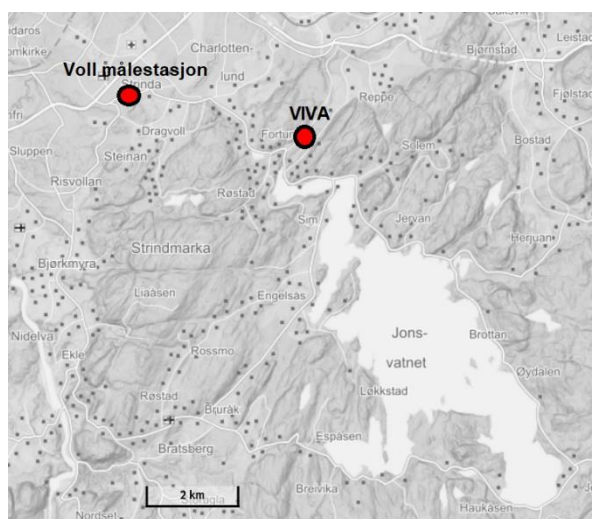


Figur 7: Målepunkter for dypvannsprøver i Jonsvatnet. Osen (O), Litjvatnet (L), Valen (V), Storvatnet (S), Kilvatnet (K) og Storvatn Elgenes (E). Modifisert fra Norgeskart.no

### 3.3 Jervan tunnel

Ved VIVAs anlegg ble Jervan tunnel, som representerer vannkvaliteten råvannet har etter transport fra vanninntaket i Jonsvatnet til VIVA, undersøkt. Målepunktet er merket VIVA i figur 8.

Data for forekomst av *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, kimtall ved 22 °C, samt fargetall og turbiditet ble innhentet. I tillegg ble vanntemperatur ved vanninntaket til VIVA ved Jonsvatnets ende, 50 m under overflaten, innhentet. En oversikt over hvilke perioder det



Figur 8: Målepunkter for Jervan tunnel, merket VIVA, og Voll målestasjon. Modifisert fra Norgeskart.no

fantas data for finnes i vedlegg B tabell XI og XII, og en oversikt over hvilke analysemetoder analysesenteret benyttet finnes vedlegg C tabell I.

### 3.4 Nedbørs- og lufttemperaturdata

For gjennomsnittlig daglig lufttemperatur og nedbør (begge per døgn) ble det valgt å bruke data fra Voll målestasjon, siden det var den nærmeste værstasjonen med data fra 1999-2018. Disse ble hentet fra metrologisk institutts klimadatabase, «eklima.met.no». Målepunktet til Voll målestasjon finnes i figur 8.

### 3.5 Databehandling

Formatering av data ble utført i Office 2016 versjonen av Microsoft Excel. For resultater fra Sagelva og bekker, dypvannsprøver og Jervan tunnel, som ikke var merket med uttaksdato eller var merket med feil uttaksdato, ble prøvemottaksdato benyttet i stedet. Dette rettfærdiggjøres ved følgende:

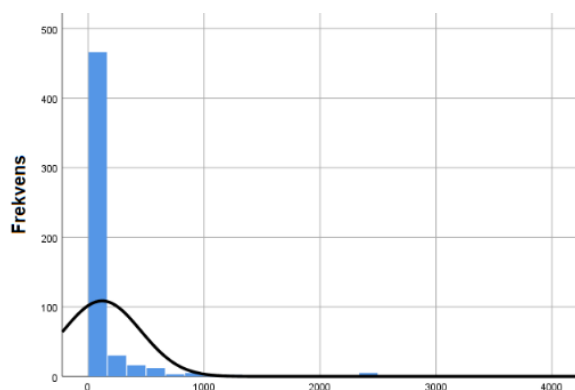
- Dypvannsprøver inneholder målinger som skal gjennomføres innen 24 timer fra uttakstidspunkt.
- Over 95 % av prøvene har samme uttaksdato som prøvemottaksdato for dypvannsprøver, bekkeprøver og nettprøver.
- Eventuelle lagrede prøver som gjentestes vil føres under andre prosjekter.
- Det ble tatt hensyn til analysesenterets interne prøvenummerering ved vurdering av mulig feilmerking.
- Noen feilmerkinger er kronologisk umulige, eksempelvis en prøve merket med år 2042 som var logført sammen med prøver fra 2012.
- De fleste feilmerkinger var høyst sannsynlig skrivefeil, eksempelvis var en prøve i område med prøver med uttaksdato 10. til 30. februar 2010 merket 2. desember 2010.

Når det fantes flere målinger av samme målepunkt på samme dato, ble det benyttet en gjennomsnittsverdi av disse gjennom Excel funksjonen *Konsolider*.

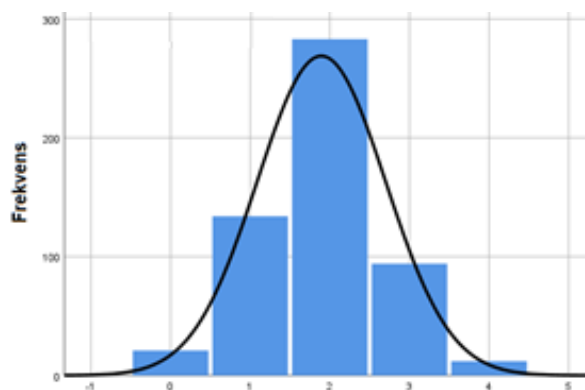
Før statistiske analyser ble alle målinger delt inn i grupper basert på verdiene til målingen. Eksempelvis «Ikke påvist;  $x = 0$ », «1 til 9;  $x = 1$ » etc. for bakterielle målinger. En oversikt over hvilke intervaller som ble benyttet finnes i vedlegg D. Intervaller for gruppene ble valgt basert på minimums-, maksimumsverdi og fordeling av verdier. Alle målinger som falt innenfor en gruppe ble tildelt en ny verdi som var spesifikk for gruppen.

Enkelt forklart kan transformasjonen forklares som at de forskjellige målingene ble delt inn i grupper som eksempelvis hadde ingen, lite, middels, mye og veldig mye og henholdsvis tildelt verdiene 0, 1, 2, 3 og 4. Disse verdiene ble brukt videre i statistiske analyser.

Transformasjonene ble gjort for å tilnærme målinger til normalfordelte variabler. Et eksempel på effekten av transformeringen kan observeres ved å sammenligne figur 9 og 10, som viser frekvensen for målinger med forskjellige verdier for *E. coli* ved Jervbekken 1 før og etter transformasjonen. Transformasjonen vil også redusere usikkerhet i påviste forhold, da transformasjonen gjør analysen mindre sensitiv. Dette medfører at forhold må ha større effekt for å kunne påvises enn om data ikke hadde vært transformert. Dette er positivt, da resultater blir sikrere, men gjør det vanskelig å oppdage forhold med liten effekt. Siden det er vanskelig å isolere forhold med liten effekt, samt at vannkvalitet er komplekst og påvirkes av mange forhold, anses det som hensiktsmessig å vurdere forholdene som har størst effekt.



Figur 10: Histogram for *E. coli* ved Jervbekken 1 før data transformering



Figur 9: Histogram for *E. coli* ved Jervbekken 1 etter transformering

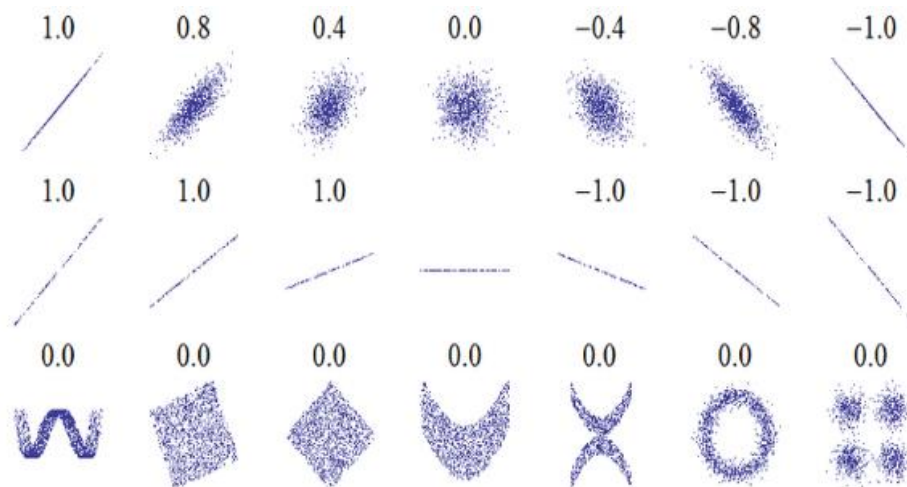
Noen bakterielle målinger ble oppgitt som *større enn* «>n» eller *mindre enn* «<n», disse ble behandlet som nærmeste mulige heltall. Eksempelvis ble > 250 registrert som 251 og < 250 som 249. For *mindre enn* verdiene vurderes ikke disse som noen stor kilde til usikkerhet, da prøver som merkes med *mindre enn* vil ha en reell verdi mellom 100-249 eller 50-99, altså ville de etter transformering vært plassert i samme gruppe, eksempelvis «100 til 999». *Større enn* verdier representerer en større feilkilde, da disse i teorien kan ha verdier flere  $\log_{10}$  over nærmeste heltall, men siden det er mest sannsynlig at de fleste har verdi relativt nær andre prøver ble nærmeste heltall valgt. For både korrelasjoner og undersøkelse av signifikant forskjell mellom gjennomsnitt kan dette øke sannsynligheten for type-II-feil, falske negative.

## 3.6 Statistikk

Pearson produkt-moment korrelasjon, Levene's test, ANOVA og Tukey HSD samt Welch's F og Games-Howell ble utført i IBM SPSS Statistics 25. Formlene for Levene's test, ANOVA, Tukey HSD, Welch's F og Games-Howell finnes i vedlegg E.

### 3.6.1 Pearson korrelasjon

For å undersøke sammenhenger mellom eksempelvis vannkvalitet målt ved nivå av bakterier og turbiditet ved forskjellige målepunkter ble Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient brukt. Denne tester hvor godt to kontinuerlige variabler  $x$  og  $y$  er lineært relatert, altså hvor godt  $n$  par av verdier  $(x_i, y_i)$  i et punktsystem vil passe en rett linje (Taylor, 1997, s.216-220). Resultatet måles ved korrelasjonskoeffisienten « $r$ », som har verdi mellom -1 og 1. Til nærmere 1 eller -1, til større er tendensen til at punktene ligger i en rett linje, og hvis  $r$ -verdi er nær 0 har punktene liten eller ingen tendens til å ligge på en rett linje (Taylor, 1997, s.216-220). Samtidig forteller en positiv  $r$ -verdi at forholdet mellom variablene er positivt, altså har den ene tendens til å øke når den andre øker. En negativ  $r$ -verdi forteller at forholdet mellom variablene er negativt, og at når en variabel øker har den andre tendens til å minke. Eksempler på spredningsplott ved forskjellige  $r$ -verdier er illustrert i figur 11.



Figur 11: Eksempler på Pearson korrelasjon ( $r$ ) Bilde (Boigelot, 2011)

Testen krever at begge variabler er normalfordelt, og blir påvirket av ekstreme verdier, noe som kan føre til over eller underestimering av korrelasjonen (Mukaka, 2012). Det er viktig å påpeke at signifikant korrelasjon betyr ikke at den ene hendelsen forårsaker den andre, for å forstå sammenhengen mellom hendelsene må de vurderes i sammenheng med årsaker, hendelsesforløp og teoretisk bakgrunn. Noen sammenhenger er intuitive og klare, eksempelvis mellom lufttemperatur og vanntemperatur, andre sammenhenger kan være ikke eksisterende, altså tilfeldige. Eksempelvis fant Vigen (2019) en korrelasjon mellom doktorgrader i matematikk og uran lagret ved amerikanske atomkraftverk ( $r = 0.95$ ). For korrelasjonene som undersøkes i denne oppgaven, er det noen forhold som sannsynliggjør årsakssammenheng. Disse er fekal

forurensing som sannsynlig felles årsak for forekomst av indikatorer, og at hendelsene, forekomst av en vannkvalitetsparameter, finner sted i samme område, altså Jonsvatnets nedbørfelt, se vedlegg A.

Når  $r$ -verdi skal tydes er  $r^2$ , også kjent som bestemmelseskoeffisienten, et nyttig verktøy. Bestemmelseskoeffisienten er et mål på andelen av variasjon i en variabel som kan forklares av endringer i den andre variabelen (Walpole, Myers, Myers & Ye, 2013, s.313). Samtidig vil  $1 - r^2$  uttrykke variasjon som ikke kan forklares av endringer i den andre variabelen. Variasjonen kan her forstås som alle endringer i verdien av  $x$  eller  $y$ . En oversikt over sammenhengen mellom størrelsen av  $r$ -verdien og forklart variasjon finnes i tabell 2. Siden  $r$ -verdi mindre enn 0.300 forklarer mindre enn 10 % av variasjonen, vil det fokuseres på korrelasjoner hvor  $r$ -verdi er minst 0.300. Når korrelasjoner omtales vil Cohens empiriske klassifiseringer brukes for å forenkle tolkningen, en oversikt over disse finnes i tabell 3.

Størrelsen på utvalget er et annet forhold som burde vurderes for å være sikker på at funnet  $r$ -verdi ikke er tilfeldig. For å kunne si med 99 % sikkerhet at resultatet  $r = 0.300$  ikke er tilfeldig, kreves det et utvalg på minst 80 prøver (Taylor, 1997, s.218-219, Appendix C). Med bakgrunn i dette ble det valgt å sette krav til utvalg for signifikante korrelasjoner for at disse skal aksepteres, kravene finnes i tabell 2.

*Tabell 2: Krav til utvalg for mindre enn 1 % sannsynlighet for at ikke korrelerte variabler får signifikant korrelasjon. Kilde (Taylor, 1997, Appendix C)*

r-verdi	Utvalg (N)	Forklart variasjon ( $r^2$ )
0,2	Utilgjengelig	4 %
0,3	≥ 80	9 %
0,4	≥ 45	16 %
0,5	≥ 40	25 %
0,6	≥ 18	36 %
0,7	≥ 13	49 %
0,8	≥ 10	64 %
≥  0,9	≥ 7	≥ 81 %

*Tabell 3: Cohens empiriske klassifiseringer av korrelasjonsstyrke. Kilde (Evans, 1996 som sitert i Divaris, Vann, Baker & Lee, 2012)*

r	Klassifisering
<  0.300	Veldig svak
0.300	Svak
0.400	Moderat
0.500	Moderat
0.600	Sterk
0.700	Sterk
0.800	Veldig sterk
≥  0.900	Veldig sterk



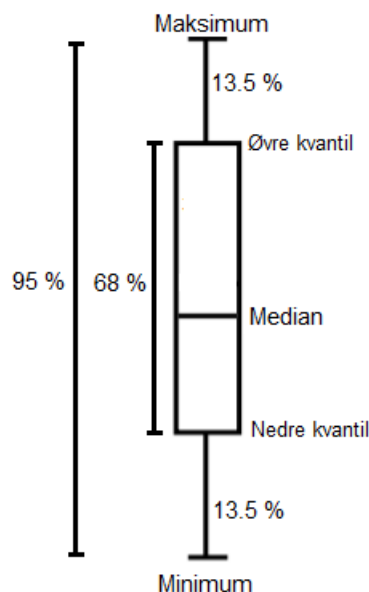
### 3.6.2 ANOVA og Tukey HSD, Welch's F og Games-Howell

For å undersøke om det var forskjell mellom vannkvalitet målt ved eksempelvis nivå av bakteriell- eller kjemisk forurensing ble det valgt å bruke *Analysis of variance* (ANOVA) med eventuell *Tukey honestly significant difference* (Tukey HSD) post hoc test. Tukey HSD ble benyttet ved påvist signifikant forskjell ved ANOVA, altså påvist signifikant forskjell mellom gjennomsnitt av grupper, for å finne hvilke grupper som hadde signifikant forskjellig gjennomsnitt. Gitt at både ANOVA og Tukey HSD krever lik varians (homogenitet av varians), ble Levene's test brukt for å teste at populasjonene hadde lik varians. Hypotesene for Levene's test er  $H_0: S^2_i = S^2_j = \dots = S^2_n$ , altså lik varians for alle grupper, og  $H_1: S^2_i \neq S^2_j$  for minst et par (i, j) av gruppene n, altså har minst to av gruppene ulik varians (Field, 2009b, s.152).

I tilfeller med signifikant Levene's test, altså forkastet  $H_0$  ble Welch's F benyttet i stedet for ANOVA, og Games-Howell post hoc test i stedet for Tukey HSD, da de ikke krever lik varians. Dette begrunnes med at ANOVA kan være relativt robust selv om kravet om lik varians ikke er tilfredsstillt, men ikke når analysen i tillegg har ujevne utvalg for gruppene (Field, 2009b, s.360). Siden lik størrelse på utvalg ikke er tilfellet for de fleste analysene, ble det besluttet at Welch's F var mer egnet når varians var ulik.

Både ANOVA og Tukey HSD har tre forutsetninger: 1) distribusjon innen hver gruppe er normalfordelt, 2) lik varians og 3) observasjoner burde være uavhengige (Field, 2009b, s.359; Walpole et al., 2013, s.357). Welch's F og Games-Howell test har nesten samme forutsetninger, men brukes ved ulik varians (Field, 2009b, s.374 og 379-380). Både ANOVA og Welch F tester hypotesene " $H_0: \mu_i = \mu_j = \dots = \mu_k$ ," og " $H_1$ : Minst to av gjennomsnittene er ikke like". For å finne hvilke grupper som er ulike, kan henholdsvis Tukey HSD og Games-Howell test benyttes. Gruppenes gjennomsnitt vil da vurderes parvis mot hverandre, og for hvert par settes hypotesene « $H_0: \mu_i = \mu_j$ » og « $H_1: \mu_i \neq \mu_j$ » (Walpole et al., 2013, s.370). Basert på variasjon i målinger og størrelse på utvalg ble det valgt å kreve  $p < 0.01$  for Sagelva og bekker, mens  $p < 0.05$  ble kreves når forskjeller knyttet til dypvannsprøver og Jervan tunnel ble analysert. Det ble også valgt å sette et krav til utvalg på minst 30 målinger per gruppe for ANOVA, Welch's F, Tukey HSD og Games-Howell. Kravet ble satt med utgangspunkt i at sentralgrenseteoremet ifølge Field (2009b, s.782) tilsier at når antall målinger blir tilstrekkelig, minst 30, vil fordelingen tilnærme seg normalfordeling.

Ved påvist signifikant forskjell ved ANOVA eller Welch's F vil bare resultater fra henholdsvis Tukey HSD eller Games-Howell presenteres. Dette begrunnes med at både Tukey HSD og Games-Howell i tillegg til å fortelle om det er forskjell mellom grupper også viser hvilke grupper som er forskjellige. For presentasjon av Tukey HSD eller Games-Howell benyttes boks plot som er en standardteknikk for grafisk presentasjon av minimums og maksimums verdiområder, øvre og nedre kvantilområder og median (Potter et al., 2006). Det ble valgt å definere minimums og maksimums verdiområder som to standardavvik fra gjennomsnitt, altså dekker disse et 95 % konfidensintervall. Øvre og nedre kvantil ble definert som ett standardavvik fra gjennomsnitt, altså dekker dette et 68 % konfidensintervall. Et eksempel på boks plot finnes i figur 12.



Figur 12: Hvordan tyde boks plot. Figur modifisert fra Potter, Hagen, Kerren og Dannemann (2006)

### 3.6.3 Testing av lokasjons, 5-års perioders, sesongenes og nedbørs effekt

ANOVA eller Welch's F ble brukt for å undersøke om lokasjon, lufttemperatur, 5- års perioder, sesongene eller nedbør hadde en effekt på ulike vannkvalitetsparametere. Ved påvist effekt, altså signifikant forskjell mellom minst to grupper for en vannkvalitetsparameter, ble Tukey HSD eller Games-Howell gjennomført og presentert.

Lokasjon var definert som målepunkt, og det ble undersøkt om det fantes signifikant forskjell mellom forskjellige målepunkter. For Sagelva og bekkene, ble det brukt målepunkter som ble antatt å være representative for vannkvaliteten som tilføres Jonsvatnet. Siden Valsetbekken 3 og Sagelva 1 ikke hadde prøver for alle de aktuelle variablene, ble Valsetbekken 1 og Sagelva 2 benyttet.

Ved tester for 5-års perioders og sesongenes effekt på vannkvalitet, ble prøver delt inn i grupper etter henholdsvis hvilket år eller hvilken måned prøvetakingsdato fant sted. For 5-års perioder ble gruppene definert som 1999-2003, 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018. Intervallene er fra og med, til og med. For sesonger ble gruppene, altså vår, sommer, høst og vinter henholdsvis definert som mars til mai, juni til august, september til november og desember til februar. For testing av nedbørs effekt ble samme prosedyre gjennomført, men prøver ble da delt opp i grupper etter nedbørsforhold på uttaksdato for prøven. Kategoriene var ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og > 15 til 20 mm nedbør.

## 4 Resultater

### 4.1 Sagelva og de tre bekkene

#### 4.1.1 Blir vannstrømmene påvirket av det samme

For å undersøke sammenhenger i Sagelva og bekkene ble det gjennomført en Pearson produktmoment test av vannkvalitetsparametere. Denne påviste 360 av 406 mulige signifikante korrelasjoner ( $p < 0.01$ ) som også tilfredstilte krav om utvalgsstørrelse fra tabell 2. En oversikt over disse finnes i vedlegg F tabell I, *C. perfringens* ble ikke inkludert grunnet få signifikante korrelasjoner, 50 av 165 mulige. Til sammenligning hadde sporer av anaerobe sulfittreducerende Clostridia, som hadde nest minst, 105 av 165 mulige signifikante korrelasjoner ved  $p < 0.01$ .

Korrelasjonene ble delt inn i to kategorier, korrelasjoner mellom ulike målepunkter *innad i samme vannstrøm*, og korrelasjoner mellom målepunkter *i forskjellige vannstrømmer*. Totalt var 111 av de 360 signifikante korrelasjonene mellom målepunkter *innad i samme vannstrøm*, og 243 var mellom målepunkter *i forskjellige vannstrømmer*. De mest relevante av korrelasjonene, altså korrelasjoner mellom Valsetbekken 1, Jervbekken 1, Sagelva 2 og Lykkjebekken finnes i tabell 4.

Tabell 4: Pearson korrelasjonskoeffisienter mellom nivå av *Clostridium perfringens*, *Escherichia coli*, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), og termotolerante koliforme bakterier (TKB), og sporer fra sulfittreduserende anaerobe *Clostridia* (SFT) ved Valsetbekken 1 (VB1), Sagelva 2 (SE2), Lykkjebekken (LB) og Jervbekken 1 (JB1). Signifikante forskjeller ved  $p < 0.05$  og  $p < 0.01$  (to-sidig) indikeres ved henholdsvis «\*» og «\*\*», mens «F» indikerer at utvalget for korrelasjonen ikke er stort nok til å med 99 % sikkerhet si at korrelasjonen ikke er tilfeldig. Utvalg for analysen finnes i vedlegg F tabell III.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1 VB1 <i>C. perfringens</i>	-																	
2 VB1 <i>E. coli</i>	,514**	-																
3 VB1 IE	,483**	,731**	-															
4 VB1 KB	,370**	,767**	,703**	-														
5 VB1 SFT	,454**	,444**	,409**	,328**	-													
6 VB1 TKB	,457**	,842**	,760**	,718**	,343**	-												
7 SE2 <i>C. perfringens</i>	,231**	,154	,055	,082	,231*	,134	-											
8 SE2 <i>E. coli</i>	,322**	,493**	,511**	,587**	,321**	,533**	,120	-										
9 SE2 IE	,228**	,645**	,640**	,589**	,288**	,639**	,042	,568**	-									
10 SE2 KB	,312**	,606**	,522**	,612**	,281**	,572**	,140	,720**	,592**	-								
11 SE2 SFT	,182*	,402**	,279**	,283**	,276**	,261**	,174*	,269**	,291**	,355**	-							
12 SE2 TKB	,276**	,535**	,506**	,579**	,350**	,560**	,141	,821**	,566**	,693**	,280**	-						
13 LB TKB	,220*	,548**	,474**	,464**	,128	,596**	,180	,528**	,533**	,575**	,495**	,570**	-					
14 JB1 <i>E. coli</i>	,254**	,461**	,452**	,475**	,321**	,459**	,069	,332**	,375**	,363**	,085	,405**	,307**	-				
15 JB1 IE	,205*	,511**	,414**	,457**	,255**	,483**	,015	,332**	,379**	,341**	,053	,361**	,179**	,552**	-			
16 JB1 KB	,223**	,523**	,500**	,554**	,276**	,556**	,028	,408**	,406**	,468**	,156	,420**	,409**	,618**	,576**	-		
17 JB1 SFT	,261**	,485**	,353**	,399**	,500**	,365**	,017	,376**	,411**	,391**	,264**	,392**	,440**	,413**	,375**	,402**	-	
18 JB1 TKB	,271**	,494**	,439**	,498**	,315**	,515**	,078	,367**	,392**	,445**	,019	,445**	,360**	,804**	,569**	,637**	,366**	-

Som vist i tabell 4 og i vedlegg F tabell I, ble det påvist svært mange signifikante korrelasjoner i elver og bekker. Alle påviste korrelasjoner var positive, altså vil en økning i en av de målte vannkvalitetsparametere tilsi en sannsynlig økning i flere andre. Dette gjelder både for vannkvalitet *innad i samme vannstrøm* og mellom *forskjellige vannstrømmer*. Økt forurensing i Sagelva tilsier derfor sannsynlig økt forurensing i Jervbekken og Valsetbekken. For de mest interessante målepunktene, altså Jervbekken 1, Valsetbekken 1, Sagelva 2, og Lykkjebekken, er gjennomsnittlig signifikant  $r = 0.45$ . Det vil si at gjennomsnittlig rundt 20 % av variasjonen i en vannkvalitetsparameter, kan forklares av forandringer i en annen signifikant vannkvalitetsparameter i enten samme eller forskjellig elv eller bekk. Når det gjelder forskjeller mellom vannkvalitet målt *innad i samme vannstrøm* er gjennomsnittlig signifikant  $r = 0.54$ . Til

sammenligning er gjennomsnittlig signifikant korrelasjonskoeffisient for vannkvalitet mellom *forskjellige vannstrømmer*  $r = 0.42$ .

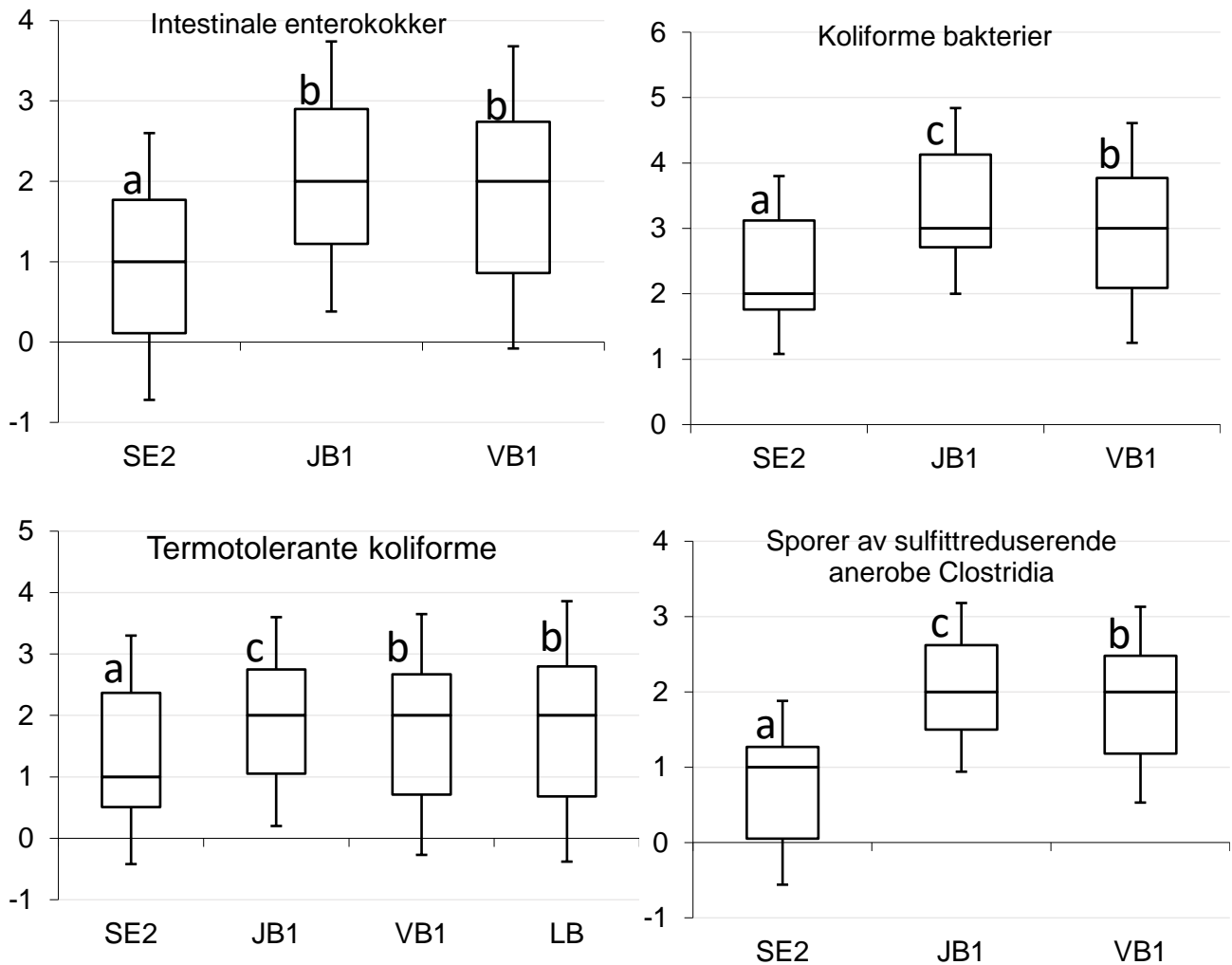
Når alle målepunkter og vannkvalitetsparametere i Sagelva og bekkene, unntatt *C. perfringens* vurderes, er gjennomsnittlig  $r = 0.47$ . Altså kan gjennomsnittlig rundt 22 % av variasjon i en vannkvalitetsmåling forklares av forandringer i en annen signifikant korrelert vannkvalitetsmåling. Samtidig som vannkvalitet *innad i samme vannstrøm* hadde gjennomsnittlig  $r = 0.52$ , sammenlignet med  $r = 0.45$  for korrelasjoner mellom *forskjellige vannstrømmer*.

*C. perfringens* i Sagelva skiller seg ut fra andre målinger i tabell 4. Sammenlignet med *C. perfringens* ved Valsetbekken 1, som har betydelig med signifikante korrelasjoner til andre vannkvalitetsparametere i samme bekk, til andre bekker og til Sagelva, har *C. perfringens* i Sagelva 2 bare en signifikant korrelasjon, *C. perfringens* ved Valsetbekken 1.

Et annet interessant forhold er *E. coli* ved Valsetbekken 1, som har signifikante korrelasjoner med alle undersøkte vannkvalitetsparametere unntatt *C. perfringens* ved Sagelva 2. Samtidig som gjennomsnittlig korrelasjonskoeffisient for disse,  $r = 0.56$ , er den høyeste gjennomsnittlige  $r$ -verdien for vannkvalitetsparametere i tabell 4. Når alle vannkvalitetsparametere for alle målepunkter i elver og bekker unntatt *C. perfringens*, som vist i vedlegg F tabell I, undersøkes, er gjennomsnittlig korrelasjonskoeffisient for korrelasjoner med *E. coli* ved Valsetbekken 1  $r = 0.55$ . Når bare korrelasjoner med målepunkter i *forskjellige vannstrømmer* vurderes, er gjennomsnittlig  $r$ -verdi  $r = 0.49$ .

#### 4.1.2 Forskjeller mellom vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1

For å undersøke om det fantes forskjeller mellom vannkvalitet i Sagelva, Jervbekken og Valsetbekken ble målepunktene Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 undersøkt ved ANOVA eller Welch's F, etterfulgt av Tukey HSD eller Games-Howell. Vannkvalitetsparametere som ble undersøkt var forekomst av intestinale enterokokker, koliforme, termotolerante koliforme og sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia undersøkt.



Figur 13: Tukey HSD post hoc sammenligning av nivå av intestinale enterokokker, koliforme bakterier og sporer av anaerobe sulfittreduserende Clostridia, og Games-Howell post hoc sammenligning av termotolerante koliforme bakterier, for lokasjonene Sagelva 2 (SE2), Jervbekken 1 (JB1), Valsetbekken 1 (VB1) og Lykkjebekken (LB). Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.01$ , utvalg, gjennomsnitt og standardavvik finnes i vedlegg G tabell I. Det fantes bare målinger av termotolerante koliforme bakterier for Lykkjebekken.

Som vist i figur 13, ble det funnet at gjennomsnittlig forekomst av de undersøkte vannkvalitetsparametere var signifikant lavere ( $p < 0.01$ ) ved Sagelva 2 enn både Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 for alle fire vannkvalitetsparametere, samt lavere enn Lykkjebekken for termotolerante koliforme bakterier. Samtidig var gjennomsnittet til Jervbekken signifikant høyere enn Valsetbekken 1 for sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, men ikke for intestinale enterokokker.

## 4.2 Hva påvirker Storvatnet 5 m dybde

### 4.2.1 Sammenhenger mellom Storvatnet 5 m dybde og Jervbekken 1 og Valsetbekken 1

Storvatnet 5 m dybde er målepunktet nær overflaten av Jonsvatnet som er nærmest råvanninntaket til VIVA). Det ble derfor valgt å undersøke om vannkvaliteten ved de nærmeste bekkene, Jervbekken og Valsetbekken, var korrelerte med vannkvaliteten ved Storvatnet 5 m dybde. En Pearson produkt-moment korrelasjon ble utført for å undersøke sammenheng mellom vannkvalitet ved Storvatnet 5 m dybde, og ved Jervbekken 1 og Valsetbekken. For Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 ble *E. coli*, intestinale enterokokker, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia, koliforme og termotolerante koliforme bakterier undersøkt, og for Storvatnet 5 m dybde ble *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, kimtall ved 22 °C, totalt nitrogen og turbiditet undersøkt. En oversikt over utvalg og prøveperiode for disse vannkvalitetsparameterne finnes i vedlegg B tabell II, III og VIII.

Det ble funnet to signifikante korrelasjoner som tilfredstilte krav til utvalg. Disse var en svak positiv korrelasjon mellom *E. coli* ved Jervbekken 1 og intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m,  $r(58) = .370$ ,  $p < 0.01$ , og en svak positiv korrelasjon mellom termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 1 og intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m,  $r(59) = .390$ ,  $p < 0.01$ . For de fleste korrelasjonene var det små utvalg, N mindre enn 50, samtidig som det var lite variasjon i vannkvalitetsmålinger ved Storvatn 5 m ved analysens sensitivitet.

### 4.2.2 Sammenhenger mellom Storvatnet 5 m dybde og andre dypvannsprøver 1 til 5 m dybde

En Pearson produkt-moment korrelasjon ble gjennomført for å undersøke sammenhenger mellom vannkvalitet ved Storvatnet 5 m dybde og vannkvalitet ved andre dypvannsmålinger med dybde 1 til 5 m, henholdsvis 5 m dybde ved Kilvatn, Litjvatn, Storvatn Elgenes, og med 1 m dybde ved Osen og Valen. Tilnærmet konstante vannkvalitetsparameter, altså de hvor mer enn 95 % av målingene har samme verdi etter transformering, ble ikke inkludert i analysen.

For analysen ble *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme og termotolerante koliforme, kimtall ved 22 °C, samt fargetall, totalt nitrogen og totalt fosfor, turbiditet og vanntemperatur undersøkt når data var tilgjengelig. Ingen ikke-mikrobielle målinger var tilgjengelig ved Valen 1 m dybde. I tillegg var ikke termotolerante koliforme tilgjengelig ved Kilvatn 5 m dybde, fargetall ved Litjvatn 5 m, totalt nitrogen ved Storvatn 5 m og totalt fosfor ved Kilvatn 5 m, vanntemperatur ved Storvatn 5 m og Storvatn Elgenes 5 m, og turbiditet ved Osen 1 m og Kilvatn 5 m. En mer detaljert oversikt over utvalg og prøveperiode for disse vannkvalitetsparameterne finnes i vedlegg B tabell V, VI, VII, VIII, IX og X.

Det ble funnet 34 signifikante korrelasjoner mellom Storvatnet 5 m dybde og andre dypvannsprøver fra mellom 1 og 5 m dybde. Av disse hadde 18 r-verdi på minst 0.300, disse var:

#### Kilvatn 5 m

1. En moderat korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Kilvatn 5 m,  $r(31) = .575$   $p < 0.01$

#### Litjvatn 5 m

2. En svak positiv korrelasjon mellom *E. coli* ved Storvatnet 5 m og intestinale enterokokker ved Litjvatn 5 m,  $r(125) = .306$   $p < 0.01$
3. En svak positiv korrelasjon mellom *E. coli* ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Litjvatn 5 m,  $r(125) = .348$   $p < 0.01$
4. En svak positiv korrelasjon mellom intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m og *E. coli* ved Litjvatn 5 m,  $r(125) = .301$   $p < 0.01$
5. En moderat positiv korrelasjon mellom intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m og intestinale enterokokker ved Litjvatn 5 m,  $r(137) = .430$   $p < 0.01$
6. En veldig sterk positiv korrelasjon mellom intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m og termotolerante koliforme bakterier ved Litjvatn 5 m,  $r(10) = .969$   $p < 0.01$
7. En moderat positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Litjvatn 5 m,  $r(125) = .530$   $p < 0.01$

#### Storvatn Elgenes 5 m

8. En moderat positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og *E. coli* ved Storvatn Elgenes 5 m,  $r(156) = .425$   $p < 0.01$
9. En svak positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og intestinale enterokokker ved Storvatn Elgenes 5 m,  $r(156) = .368$   $p < 0.01$
10. En sterk positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Storvatn Elgenes 5 m,  $r(109) = .624$   $p < 0.01$
11. En svak korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og turbiditet ved Storvatn Elgenes 5 m,  $r(82) = .348$   $p < 0.01$
12. En svak positiv korrelasjon mellom intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Storvatn Elgenes 5 m,  $r(109) = .319$   $p < 0.01$

#### Osen 1 m

13. En moderat positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Osen 1 m,  $r(29) = .585$   $p < 0.01$
14. En sterk positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og turbiditet ved Osen 1 m,  $r(22) = .648$   $p < 0.01$

#### Valen 1 m

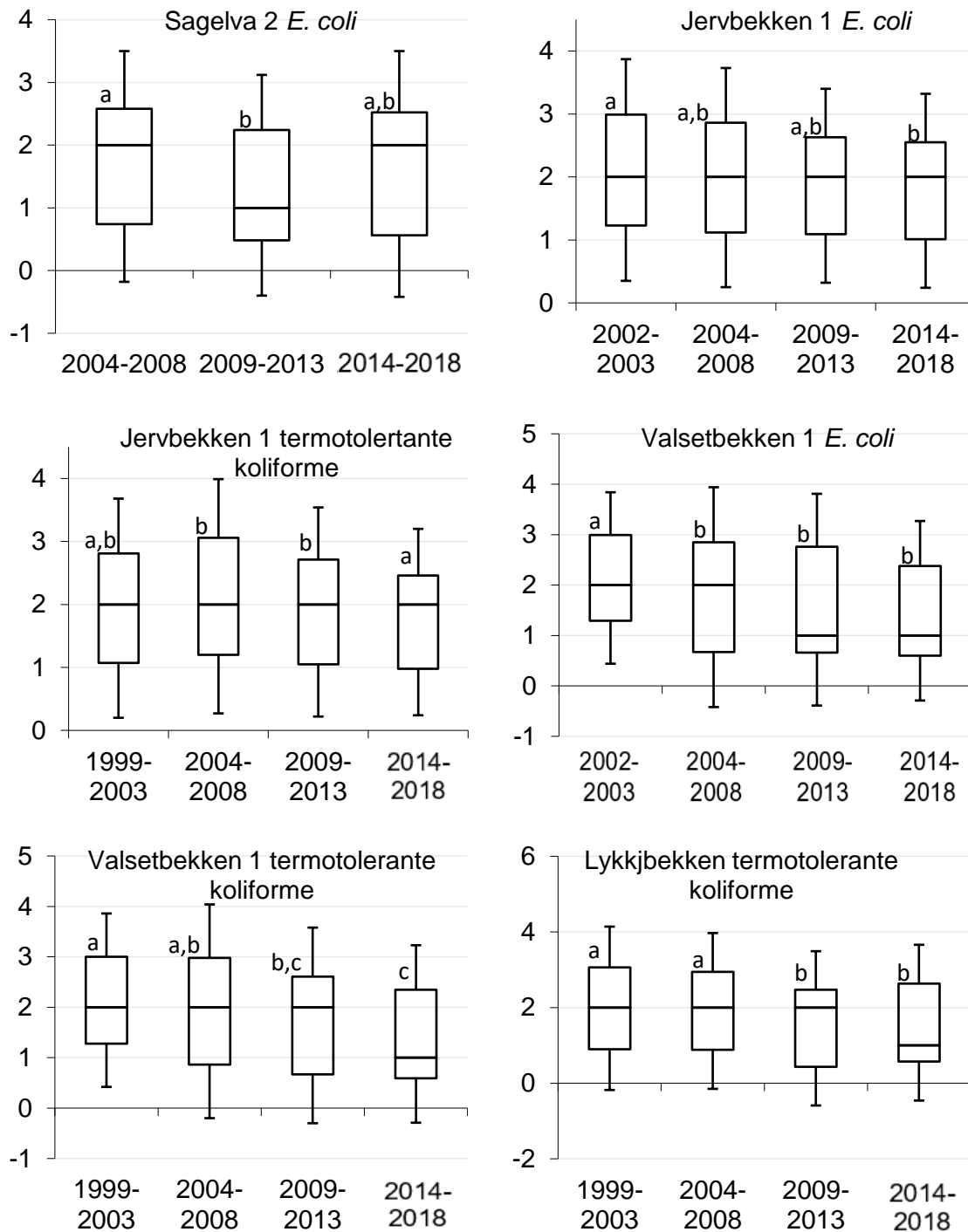
15. En svak positiv korrelasjon mellom intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m og intestinale enterokokker ved Valen 1 m,  $r(158) = .386$   $p < 0.01$
16. En svak positiv korrelasjon mellom intestinale enterokokker ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Valen 1 m,  $r(140) = .308$   $p < 0.01$
17. En moderat positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og koliforme bakterier ved Valen 1 m,  $r(140) = .594$   $p < 0.01$
18. En svak positiv korrelasjon mellom koliforme bakterier ved Storvatnet 5 m og *E. coli* ved Valen 1 m,  $r(140) = .358$   $p < 0.01$



## 4.3 Vannkvalitetsendringer over tid

### 4.3.1 Endringer i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken

For å undersøke om vannkvaliteten ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Vaslettbekken 1 og Lykkjbekken hadde endret seg fra 1999 til 2018 ble gjennomsnittlig nivå av *E. coli* og termotolerante koliforme for 5-års perioder, når det var mulig, sammenlignet ved Tukey HSD eller Games-Howell post hoc test. En oversikt over prøveperiode for disse vannkvalitetsparameterne finnes i vedlegg B I, II, III og IV.



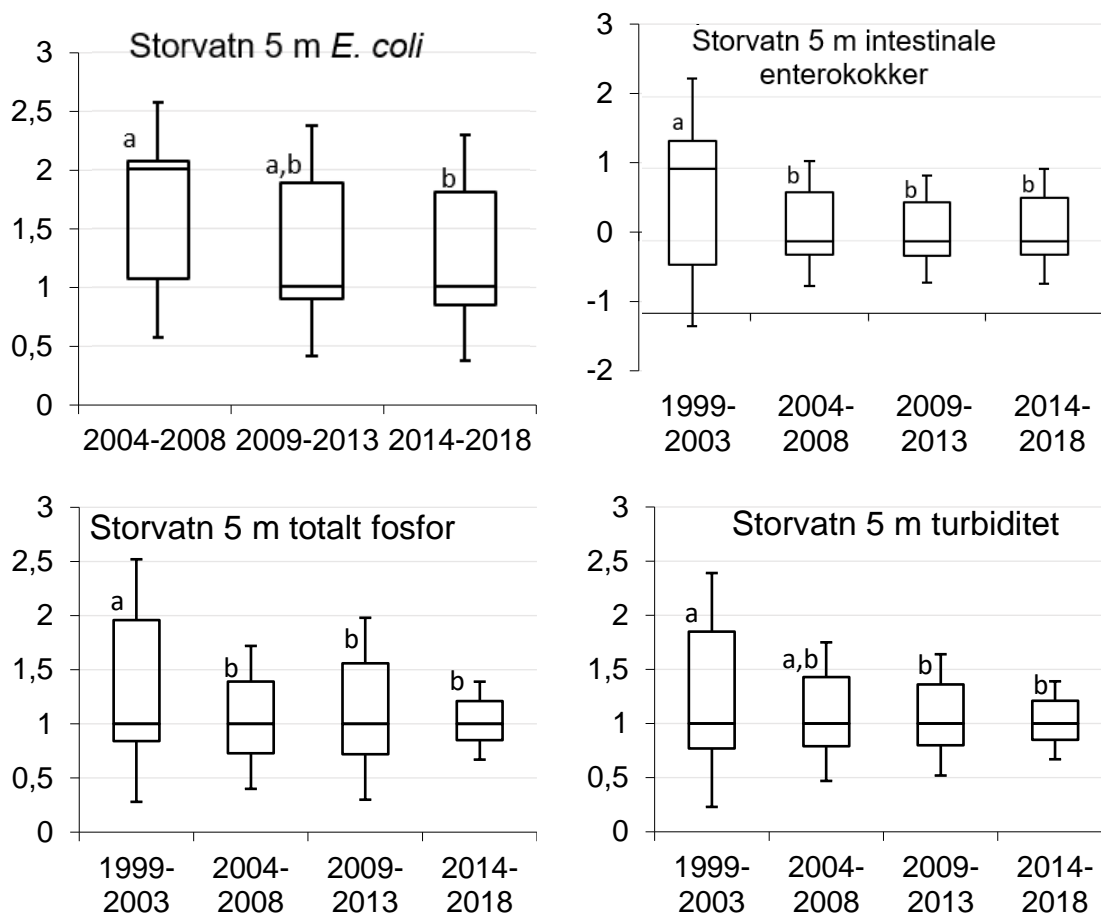
Figur 14: Tukey eller Games-Howell post hoc sammenligning av nivå av *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier, ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken i periodene 1999-2003 (2002-2003 for *E. coli* ved Jervbekken 1 og Valsetbekken 1), 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjellig gjennomsnitt,  $p < 0.05$ . Utvalg, gjennomsnitt og standardavvik finnes i vedlegg G tabell II. *E. coli* ved Sagelva 2 fra 1999-2003 tilfredsstilte ikke krav til utvalg og ble derfor ikke inkludert

Det ble påvist en svak synkende trend for *E. coli* ved Jervbekken 1 og Valsetbekken 1, og for termotolerante koliforme bakterier ved Lykkjebekken og Valsetbekken 1, figur 14. Trenden kunne derimot ikke påvises for termotolerante koliforme bakterier ved Jervbekken. Der økte nivået først, før det sank igjen, med nivå i 2014-2018 som var signifikant lavere enn i 2004-2008 og 2009-2013, men likt med 1999-2003. Trenden var heller ikke tilstede for *E. coli* ved Sagelva 2, hvor nivået var signifikant lavere i 2009-2013 enn i 2004-2008, men økte igjen i 2014-2018. Samtidig var ikke data tilgjengelig for 1999-2003. Helhetlig har vannkvaliteten i elvene fra 1999-2003 eller 2002-2003 frem til 2014-2018 enten blitt signifikant bedre eller ikke endret seg, og forskjeller er ikke store nok til at de alltid kan oppdages når femårsperioder vurderes opp mot hverandre.

#### 4.3.2 Endringer ved Storvatn 5 m dybde

For å undersøke om vannkvaliteten ved Storvatn 5 m dybde hadde endret seg fra 1999 til 2018 ble gjennomsnittlig nivå av *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, *C. perfringens*, kimtall ved 22 °C, totalt fosfor og turbiditet sammenlignet for 5-års perioder ved Tukey HSD eller Games-Howell test. En oversikt over utvalg og prøveperiode for disse vannkvalitetsparameterne finnes i vedlegg B tabell VIII.

Det ble ikke funnet signifikante forskjeller ( $p < 0.05$ ) mellom noen av 5-års periodene ved ANOVA eller Welch's F test for koliforme bakterier, kimtall ved 22 °C og *C. perfringens* ved Storvatn 5 m dybde.



Figur 15: Tukey HSD eller Games-Howell sammenligning av vannkvalitet målt ved nivå av *E. coli*, intestinale enterokokker, totalt fosfor og turbiditet ved Storvatn ved 5 m dypde for periodene 1999-2003, 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjellig gjennomsnitt,  $p < 0.05$ . Utvalg, gjennomsnitt og standardavvik finnes i vedlegg G tabell III. *E. coli* ved Storvatn 5 m 1999-2003 tilfredsstilte ikke minstekrav til utvalg og ble derfor ikke inkludert

For *E. coli*, intestinale enterokokker, totalt fosfor og turbiditet ble det derimot funnet signifikante forskjeller. Post hoc sammenligninger, som fremstilt i figur 15, viste at vannkvaliteten ved Storvatn 5 m dypde var signifikant bedre med hensyn til nivå av *E. coli*, intestinale enterokokker, totalt fosfor og turbiditet i perioden 2014-2018 enn i 1999-2003 (2004-2008 for *E. coli*). Stabiliteten til vannkvaliteten, målt ved 68 % og 95 % konfidensintervaller som vist i figur 15, har også endret seg betydelig for intestinale enterokokker, fosfor og turbiditet. Det kan observeres at konfidensintervallene for disse er betydelig større i perioden 1999-2003 enn i 2014-2018. For turbiditet kan det observeres en trend med gradvis reduserende variasjon mellom periodene, med mest stabilt nivå i 2014-2018. Nivå av intestinale enterokokker blir også mer stabilt i løpet av 1999 til 2018, men endringen skjer hovedsakelig mellom periodene 1999-2003 og 2004-2009, og ikke gjennom hele perioden. For totalt fosfor er nivået også mest stabilt i 2014-2018, men nivået har ingen klar trend da nivået ikke alltid sank i hver 5-års periode.

## 4.4 Lufttemperatur og vannkvalitet

### 4.4.1 Sammenhenger mellom lufttemperatur og Jonsvatnets vannkvalitet ved 1-5 m dybde

En Pearson produkt-moment korrelasjon ble gjennomført for å undersøke sammenheng mellom gjennomsnittlig lufttemperatur ved Voll målestasjon, og råvannskvaliteten samt temperatur i Jonsvatnet ved 1-5 m dybde. Det vil si ved Storvatnet Elgenes, Storvatnet, Litjvatn, Kilvatn ved 5 m dybde, og Osen og Valen ved 1 m dybde. Når mulig ble *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, kimtall ved 22 °C, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, samt vanntemperatur, totalt fosfor, fargetall og turbiditet undersøkt. En oversikt over utvalg og prøveperiode for disse vannkvalitetsparametrene finnes i vedlegg B tabell I, II, III, IV og XII.

Totalt ble det funnet 18 signifikante korrelasjoner ( $p < 0.01$ ), av disse hadde 12 en r-verdi på minst 0.300 samtidig som de tilfredstilte krav til utvalg. Disse var:

#### Temperatur

1. En sterk positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og temperatur ved Kilvatn 5 m,  $r(43) = .689$   $p < 0.01$
2. En sterk positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og temperatur ved Litjvatn 5 m,  $r(80) = .675$   $p < 0.01$
3. En veldig sterk positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og temperatur ved Osen 1 m,  $r(44) = .810$   $p < 0.01$

#### Mikrobielle

4. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og koliforme bakterier ved Valen 1 m,  $r(144) = .320$   $p < 0.01$
5. En sterk positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og *E. coli* ved Osen 1 m,  $r(50) = .669$   $p < 0.01$
6. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og intestinale enterokokker ved Osen 1 m,  $r(71) = .356$   $p < 0.01$
7. En sterk positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og koliforme bakterier ved Osen 1 m,  $r(50) = .662$   $p < 0.01$
8. En sterk positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll og termotolerante koliforme bakterier ved Litjvatn 5 m,  $r(21) = .681$   $p < 0.01$
9. En sterk positiv korrelasjon mellom daglig temperatur ved Voll og termotolerante koliforme bakterier ved Valen 1 m,  $r(17) = .653$   $p < 0.01$
10. En sterk positiv korrelasjon mellom daglig temperatur ved Voll og termotolerante koliforme bakterier ved Storvatn 5 m,  $r(33) = .682$   $p < 0.01$

#### Kjemiske

11. En moderat negativ korrelasjon mellom daglig temperatur ved Voll og totalt nitrogen ved Osen 1m,  $r(60) = -.559$   $p < 0.01$
12. En moderat negativ korrelasjon mellom daglig temperatur ved Voll og fargetall ved Kilvatn 5 m,  $r(74) = -.422$   $p < 0.01$

#### 4.4.2 Sammenhenger mellom lufttemperatur og vannkvalitet i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken

En Pearson produkt-moment korrelasjon ble gjennomført for å undersøke sammenheng mellom gjennomsnittlig lufttemperatur ved Voll målestasjon og vannkvaliteten ved Sagelva 1 og 2, Jervbekken 1 og 2, Valsetbekken 1, 2 og 3, og Lykkjebekken. Alle vannkvalitetsparametere det fantes målinger av fra Sagelva og bekkene, ble undersøkt. For Jervbekken 1 var dette *E. coli*, intestinale enterokokker, sporer av sulfittreducerende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier. Ved Jervbekken 2, Sagelva 2, Valsetbekken 1 og 2 ble de samme parametere undersøkt i tillegg til *C. perfringens*. For Lykkjebekken ble bare termotolerante koliforme bakterier undersøkt, ved Sagelva 1 ble *C. perfringens* og *E. coli* undersøkt og ved Valsetbekken 3 ble *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier undersøkt. En oversikt over utvalg og prøveperiode for disse vannkvalitetsparametere finnes i vedlegg B tabell I, II, III, IV OG XII.

Av 34 mulige korrelasjoner ble 25 påvist ved  $p < 0.01$ , unntakene var *C. perfringens* ved alle målepunkter bortsett fra ved Jervbekken 2, og sporer av sulfittreducerende anaerobe Clostridia for alle målepunkter. Av de påviste hadde 14 r-verdi på minst 0.300 disse var:

##### Sagelva

1. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Sagelva 2,  $r(506) = .349, p < 0.01$
2. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og intestinale enterokokker ved Sagelva 2,  $r(158) = .350, p < 0.01$
3. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og koliforme bakterier ved Sagelva 2,  $r(167) = .317, p < 0.01$
4. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme ved Sagelva 2,  $r(509) = .380, p < 0.01$

##### Jervbekken:

5. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og intestinale enterokokker ved Jervbekken 2,  $r(209) = .362, p < 0.01$
6. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og koliforme bakterier ved Jervbekken 2,  $r(188) = .382, p < 0.01$
7. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme ved Jervbekken 2,  $r(546) = .380, p < 0.01$

##### Valsetbekken

8. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Valsetbekken 1,  $r(534) = .366, p < 0.01$
9. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme ved Valsetbekken 1,  $r(572) = .360, p < 0.01$
10. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme ved Valsetbekken 2,  $r(551) = .352, p < 0.01$
11. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Valsetbekken 2,  $r(534) = .309, p < 0.01$

12. En svak positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Valsetbekken 3,  $r(377) = .355$ ,  $p < 0.01$
13. En moderat positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme ved Valsetbekken 3,  $r(379) = .440$ ,  $p < 0.01$

Lykkjebekken

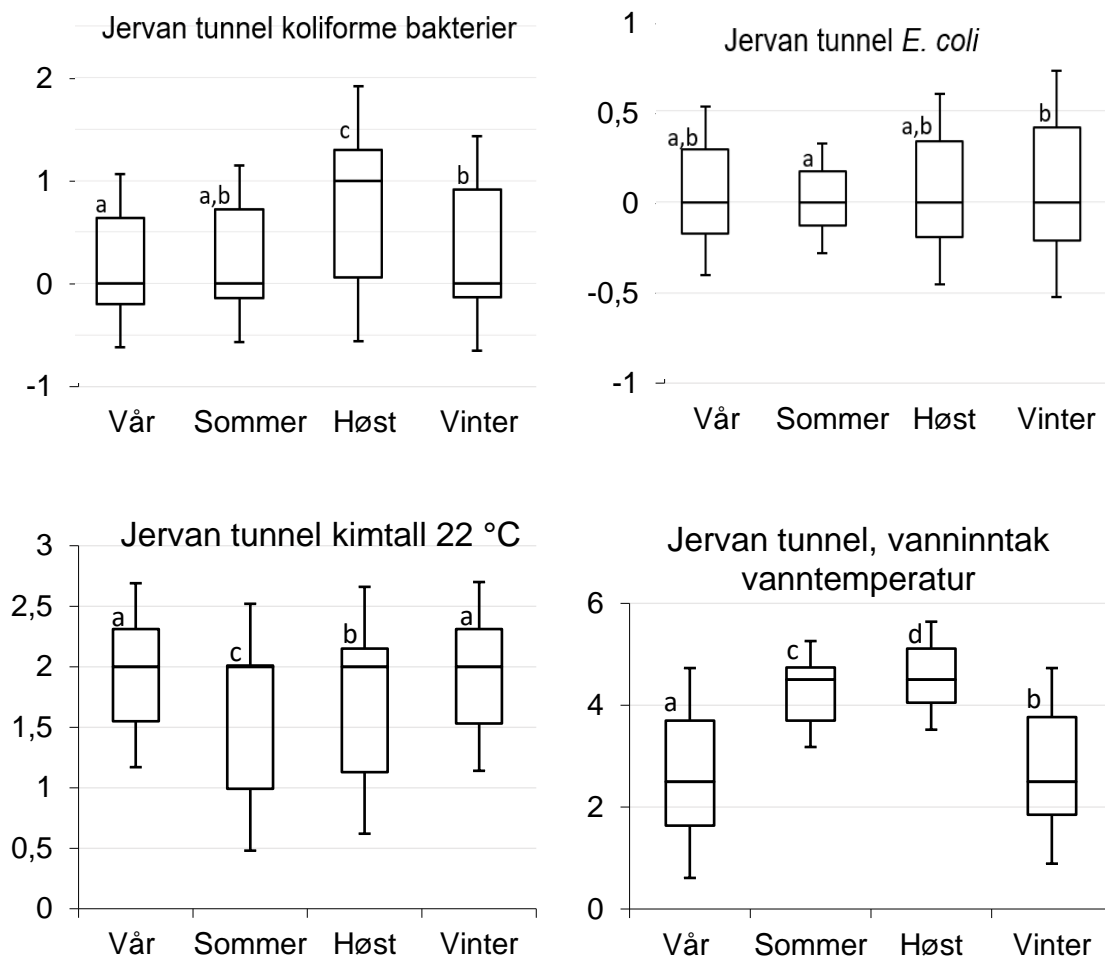
14. En moderat positiv korrelasjon mellom gjennomsnittlig daglig temperatur ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme ved Lykkjebekken,  $r(915) = .525$ ,  $p < 0.01$

## 4.5 Sesongvariasjoner i vannkvalitet

### 4.5.1 Sesongvariasjoner ved Jervann tunnel

For å undersøke hvordan sesongene påvirket råvannskvaliteten ble vannkvalitet ved målepunktet nærmest vannbehandling, Jervann tunnel, undersøkt ved de fire årstidene vår, sommer, høst og vinter. Det ble valgt å undersøke koliforme og termotolerante koliforme bakterier, *E. coli*, intestinale enterokokker, *C. perfringens*, kimtall ved 22 °C, fargetall og vanntemperatur. En oversikt over utvalg og prøveperiode for disse vannkvalitetsparametrene finnes i vedlegg B tabell XI.

Det ble ikke funnet noen signifikante forskjeller ( $p < 0.05$ ) mellom noen av sesongene ved ANOVA eller Welch's F test for termotolerante koliforme bakterier, intestinale enterokokker, *C. perfringens* og fargetall.



Figur 16: Games-Howell post hoc testing av nivå av koliforme bakterier, *E. coli*, kimtall ved 22 °C samt vanntemperatur ved Jervan tunnel, for sesongene vår (mars til mai), sommer (juni til august), høst (september til november) og vinter (desember til februar). Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjellig gjennomsnitt,  $p < 0.05$ . Utvalg, gjennomsnitt og standardavvik finnes i vedlegg G tabell IV.

Det ble funnet flere signifikante forskjeller mellom sesongene med hensyn til nivå av koliforme bakterier, *E. coli*, kimtall ved 22 °C og vanntemperatur ved Jervan tunnel. For koliforme bakterier var det signifikant mindre koliforme bakterier i vårsesongen enn høst- og vintersesongen, og klart mest i høstsesongen. Samtidig var variasjonen i nivået, som vist i 68 og 95 % konfidensintervallene i figur 16, minst ved våren og sommeren, mens nivået var mest ustabil i høstsesongen. For *E. coli* var det signifikant mindre, og mer stabilt nivå om sommeren enn ved vintersesongen, men det kunne ikke påvises signifikante forskjeller mellom de andre sesongene. Det er viktig å påpeke at for både *E. coli* og koliforme bakterier var median 0, som tilsvarer ikke påvist forekomst, for alle sesongene unntatt høst for koliforme bakterier. Med hensyn til kimtall ved 22°C, var det signifikant høyere nivå i vår- og vintersesongen enn i sommer- og høstsesongen. Av de fire sesongene hadde sommersesongen signifikant lavest kimtall. Variasjonene i kimtall under sommer og høstsesongen var også større enn i vår- og vintersesongen.

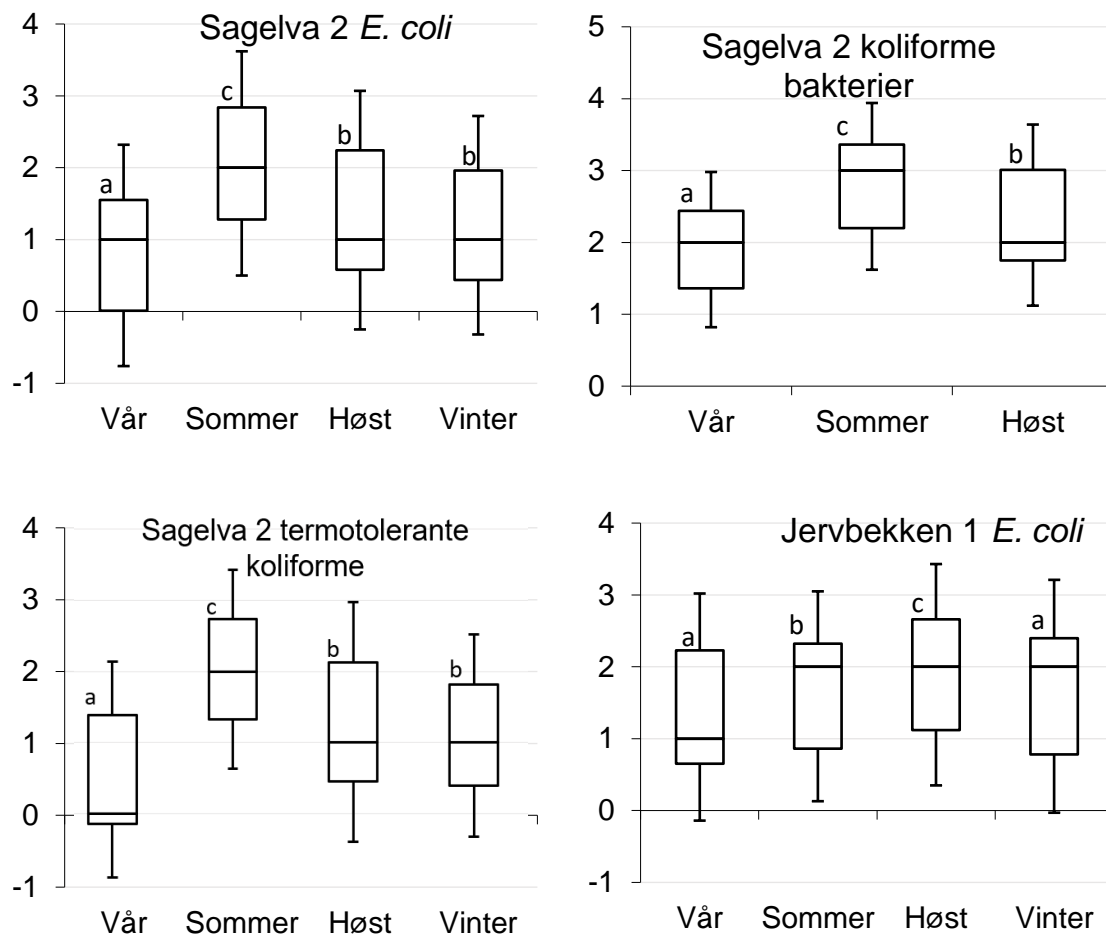
Gjennomsnittlig vanntemperatur ved vanninntaket, var signifikant forskjellig for alle sesongene med lavest temperatur i vårsesongen og høyest i høstsesongen. Et annet interessant funn var

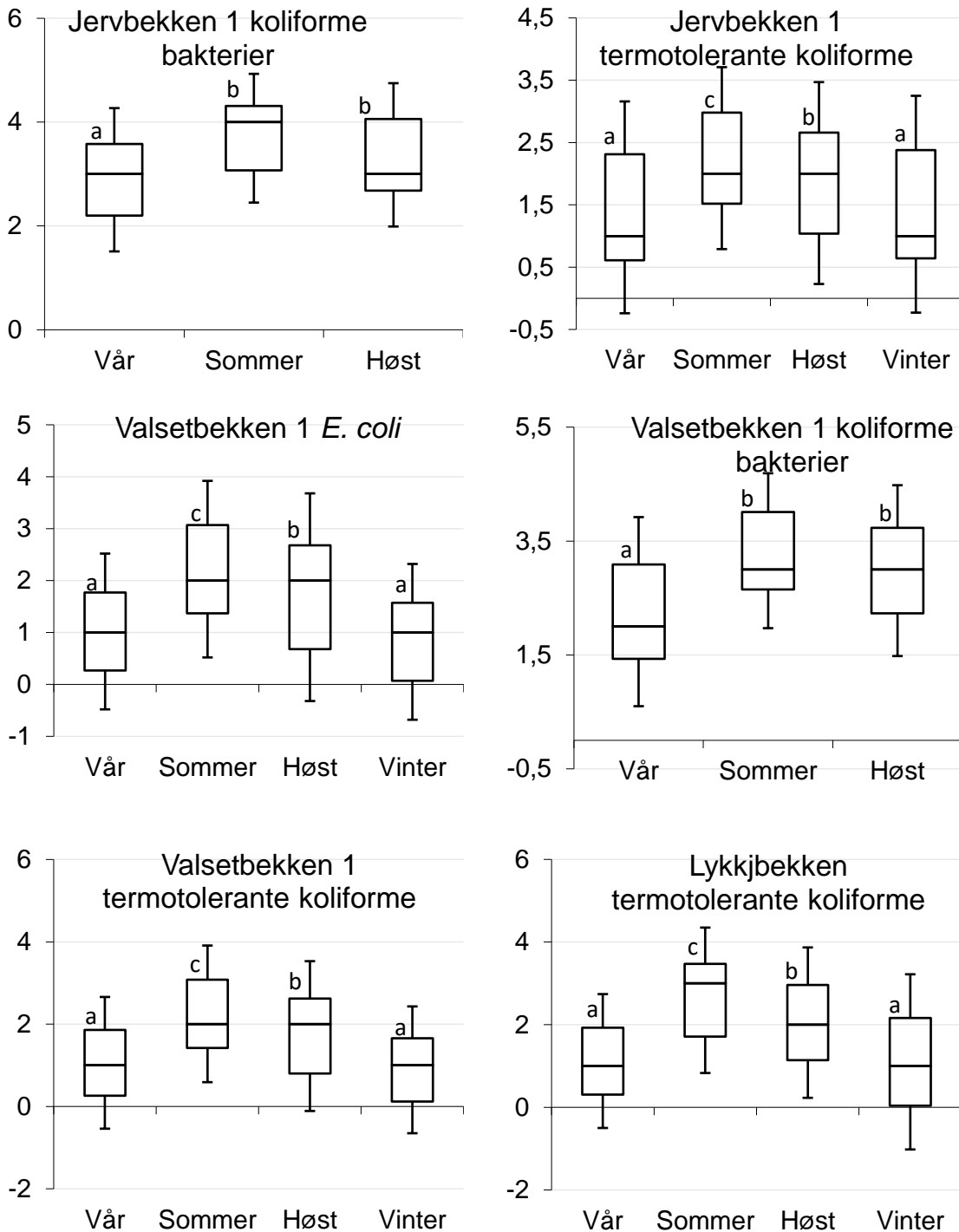


at vanntemperaturen ved vanninntaket er betydelig mer stabil i sommer- og høstsesongen enn i vår- og vintersesongen.

#### 4.5.2 Sesongvariasjoner i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjbekken

For å undersøke hvordan sesongene påvirket vannkvalitet i Sagelva og bekkene ble vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjbekken undersøkt ved de fire årstidene vår, sommer, høst og vinter. Det ble valgt å undersøke forekomst av *E. coli*, koliforme og termotolerante koliforme bakterier. For Lykkjbekken kunne ikke *E. coli* og koliforme bakterier undersøkes grunnet manglende data. En mer detaljert oversikt over prøveperiode for disse vannkvalitetsparametrene finnes i vedlegg B tabell I, II, III og IV.





Figur 17: Tukey HSD eller Games-Howell post hoc testing av nivå av *E. coli*, koliforme og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken for sesongene vår (mars til mai), sommer (juni til august), høst (september til november) og vinter (desember til februar). Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjellig gjennomsnitt,  $p < 0.05$ . Utvalg, gjennomsnitt og standardavvik finnes i vedlegg G tabell V, VI, VII og VIII. Utvalget for koliforme bakterier i vintersesongen ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 tilfredsstilte ikke minstekrav til utvalg og ble derfor inkludert.

Det ble funnet flere signifikante forskjeller ( $p < 0.05$ ) med hensyn til nivå av *E. coli*, koliforme og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og

Lykkjebekken. Altså har sesong signifikant effekt på vannkvaliteten i vannstrømmene. Som vist i figur 17 skilte sommersesongen seg ut på grunn av høyt nivå, med signifikant høyere nivå enn alle andre sesonger i sju av ti tilfeller. Samtidig var nivået om sommeren bare lavere enn én annen sesong ved én måling, *E. coli* i høstsesongen ved Jervbekken 1. På den andre siden var nivået i vårsesongen signifikant lavere enn både sommer- og høstsesongen i alle tilfeller. Vintersesongen lå på samme nivå som vår sesongen i fem av sju tilfeller, unntakene var *E. coli* og koliforme bakterier ved Sagelva 2.

## 4.6 Nedbør og vannkvalitet

### 4.6.1 Sammenhenger mellom nedbørsmengde og vannkvalitet ved Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken.

En Pearson produkt-moment korrelasjon ble gjennomført for å undersøke forhold mellom daglig nedbør ved Voll målestasjon og råvannskvaliteten ved Sagelva 1 og 2, Jervbekken 1 og 2, Valsetbekken 1, 2 og 3, og Lykkjebekken. Alle vannkvalitetsparametere det fantes målinger av fra Sagelva og bekkene ble undersøkt, for Jervbekken 1 var dette *E. coli*, intestinale enterokokker, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier, for Jervbekken 2, Sagelva 2, Valsetbekken 1 og 2 ble de samme parametere undersøkt i tillegg til *C. perfringens*. For Lykkjebekken ble termotolerante koliforme bakterier undersøkt, ved Sagelva 1 ble *C. perfringens* og *E. coli* undersøkt og ved Valsetbekken 3 ble *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier undersøkt.

Av 34 mulige korrelasjoner ble 32 påvist ved  $p < 0.01$ , unntakene var sporer av anaerobe sulfittreduserende Clostridia og *C. perfringens* ved Jervbekken 2. Gjennomsnittet av de signifikante korrelasjonene var  $r = 0.257$  for Jervbekken,  $r = 0.333$  for Sagelva og  $r = 0.378$  for Valsetbekken. Av de signifikante korrelasjonene hadde 19 r-verdi på minst 0.300, disse var

Jervbekken

1. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Jervbekken 1,  $r(539) = 0,330$ ,  $p < 0.01$

Sagelva

2. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Sagelva 1,  $r(514) = 0,341$ ,  $p < 0.01$
3. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Sagelva 2,  $r(510) = 0,335$ ,  $p < 0.01$
4. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og intestinale enterokokker ved Sagelva 2,  $r(160) = 0,356$ ,  $p < 0.01$
5. Det ble funnet en moderat positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og koliforme bakterier ved Sagelva 2,  $r(169) = 0,449$ ,  $p < 0.01$
6. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2,  $r(513) = 0,356$ ,  $p < 0.01$

Valsetbekken

7. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Valsetbekken 1,  $r(538) = 0,385$ ,  $p < 0.01$
8. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og intestinale enterokokker ved Valsetbekken 1,  $r(197) = 0,387$ ,  $p < 0.01$
9. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og koliforme bakterier ved Valsetbekken 1,  $r(193) = 0,357$ ,  $p < 0.01$
10. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 1,  $r(552) = 0,372$ ,  $p < 0.01$
11. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og sporer av anaerobe sulfittreduserende Clostridia ved Valsetbekken 1,  $r(164) = 0,353$ ,  $p < 0.01$

12. Det ble funnet en moderat positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *C. perfringens* ved Valsetbekken 1,  $r(154) = 0,452, p < 0.01$
13. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Valsetbekken 2,  $r(538) = 0,390, p < 0.01$
14. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og intestinale enterokokker ved Valsetbekken 2,  $r(196) = 0,396, p < 0.01$
15. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og koliforme bakterier ved Valsetbekken 2,  $r(193) = 0,383, p < 0.01$
16. Det ble funnet en moderat positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 2,  $r(532) = 0,433, p < 0.01$
17. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *C. perfringens* ved Valsetbekken 2,  $r(155) = 0,394, p < 0.01$
18. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og *E. coli* ved Valsetbekken 3,  $r(379) = 0,373, p < 0.01$
19. Det ble funnet en svak positiv korrelasjon mellom nedbør ved Voll målestasjon og termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 3,  $r(381) = 0,323, p < 0.01$

#### 4.6.2 Vannkvalitet ved forskjellige nedbørsmengder

For å undersøke om vannkvalitet i Sagelva og bekkene var signifikant forskjellig ved ulike nivåer av daglig nedbør, ble vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken undersøkt ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og > 15 til 20 mm nedbør. Det ble valgt å undersøke forekomst av *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av anaerobe sulfittreduerende bakterier og termotolerante koliforme bakterier. En oversikt over prøveperiode for disse vannkvalitetsparameterne i Sagelva og bekkene finnes i vedlegg B tabell I, II, III, IV og XII.

Tabell 5: Games-Howell eller Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør. Forskjellig gruppering (1, 2 og 3) indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og resultater i parentes er usikre, da de ikke tilfredsstiller krav om utvalg på minst 30 prøver.

Sagelva 2 <i>C. perfringens</i>			Sagelva 2 <i>E. coli</i>				
Tukey HSD			Tukey HSD				
	N	1		N	1	2	3
Ingen nedbør	60	0,30	Ingen nedbør	168	1,34		
> 0 til 5 mm nedbør	79	0,19	> 0 til 5 mm nedbør	278	1,47		
> 5 til 10 mm nedbør	11	(0,55)	> 5 til 10 mm nedbør	37	1,86	1,86	
> 10 til 15 mm nedbør	6	(0,50)	> 10 til 15 mm nedbør	20		(2,45)	
> 15 til 20 mm nedbør	4	(0,50)	> 15 til 20 mm nedbør	6			(3,33)

Sagelva 2 Intestinale enterokokker			Sagelva 2 koliforme bakterier				
Games-Howell			Tukey HSD				
	N	1	2	N	1	2	
Ingen nedbør	64	0,80		Ingen nedbør	67	2,24	
> 0 til 5 mm nedbør	77	0,83		> 0 til 5 mm nedbør	80	2,39	
> 5 til 10 mm nedbør	11	(1,36)	(1,36)	> 5 til 10 mm nedbør	12	(2,83)	(2,83)
> 10 til 15 mm nedbør	5	(2,00)	(2,00)	> 10 til 15 mm nedbør	6		(3,33)
> 15 til 20 mm nedbør	4		(2,00)	> 15 til 20 mm nedbør	4		(3,50)

Sagelva 2 sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia			Sagelva 2 termotolerante koliforme bakterier					
Tukey HSD			Tukey HSD					
	N	1	2	N	1	2	3	
Ingen nedbør	53	0,57		Ingen nedbør	169	1,21		
> 0 til 5 mm nedbør	65	0,65	0,65	> 0 til 5 mm nedbør	280	1,39		
> 5 til 10 mm nedbør	7	(1,00)	(1,00)	> 5 til 10 mm nedbør	37	1,89	1,89	
> 10 til 15 mm nedbør	5		(1,40)	> 10 til 15 mm nedbør	20		(2,40)	(2,40)
> 15 til 20 mm nedbør	4	(0,75)	(0,75)	> 15 til 20 mm nedbør	6			(3,00)

Tabell 6: Games-Howell eller Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Jervbekken 1 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør. Forskjellig gruppering (1, 2 og 3) indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og resultater i parentes er usikre, da de ikke tilfredsstiller krav om utvalg på minst 30 prøver.

Jervbekken 1 <i>E. coli</i> Tukey HSD				Jervbekken 1 intestinale enterokokker Tukey HSD			
	N	1	2		N	1	2
Ingen nedbør	180	1,74		Ingen nedbør	79	2,01	
> 0 til 5 mm nedbør	292	1,85		> 0 til 5 mm nedbør	95	2,00	
> 5 til 10 mm nedbør	39	2,15		> 5 til 10 mm nedbør	13	(2,23)	
> 10 til 15 mm nedbør	21		(2,86)	> 10 til 15 mm nedbør	7	(3,00)	(3,00)
> 15 til 20 mm nedbør	6		(3,17)	> 15 til 20 mm nedbør	4		(3,25)

Jervbekken 1 koliforme bakterier Tukey HSD				Jervbekken 1 sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia Tukey HSD				
	N	1	2		N	1	2	3
Ingen nedbør	78	3,33		Ingen nedbør	67	1,94		
> 0 til 5 mm nedbør	92	3,35		> 0 til 5 mm nedbør	81	1,95		
> 5 til 10 mm nedbør	13	(3,38)		> 5 til 10 mm nedbør	8	(2,25)	(2,25)	
> 10 til 15 mm nedbør	7	(4,00)	(4,00)	> 10 til 15 mm nedbør	6			(3,00)
> 15 til 20 mm nedbør	4		(4,50)	> 15 til 20 mm nedbør	4		(2,75)	(2,75)

Jervbekken 1 termotolerante koliforme bakterier Games Howell				
	N	1	2	3
Ingen nedbør	186	1,81		
> 0 til 5 mm nedbør	299	1,86		
> 5 til 10 mm nedbør	40	2,15	2,15	
> 10 til 15 mm nedbør	21		(2,76)	(2,76)
> 15 til 20 mm nedbør	6			(3,17)

Tabell 7: Games-Howell eller Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 1 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør. Forskjellig gruppering (1, 2, 3 og 4) indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og resultater i parentes er usikre, da de ikke tilfredsstillt krav om utvalg på minst 30 prøver.

Valsetbekken 1 <i>C. perfringens</i> Tukey HSD				Valsetbekken 1 <i>E. coli</i> Tukey HSD				
	N	1	2		N	1	2	3
Ingen nedbør	59	0,66		Ingen nedbør	179	1,41		
> 0 til 5 mm nedbør	77	0,88	0,88	> 0 til 5 mm nedbør	291	1,63	1,63	
> 5 til 10 mm nedbør	10	(1,40)	(1,40)	> 5 til 10 mm nedbør	40		2,25	
> 10 til 15 mm nedbør	6		(1,67)	> 10 til 15 mm nedbør	21			(3,10)
> 15 til 20 mm nedbør	2	(1,50)	(1,50)	> 15 til 20 mm nedbør	6			(3,50)

Valsetbekken 1 intestinale enterokokker Tukey HSD				Valsetbekken 1 koliforme bakterier Tukey HSD				
	N	1	2	3		1	2	3
Ingen nedbør	79	1,63			Ingen nedbør	77	2,69	
> 0 til 5 mm nedbør	94	1,80	1,80		> 0 til 5 mm nedbør	91	2,92	2,92
> 5 til 10 mm nedbør	14		(2,79)	(2,79)	> 5 til 10 mm nedbør	14		(3,71) (3,71)
> 10 til 15 mm nedbør	6			(3,00)	> 10 til 15 mm nedbør	7		(3,86)
> 15 til 20 mm nedbør	4			(3,50)	> 15 til 20 mm nedbør	4		(4,00)

Valsetbekken 1 sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia Tukey HSD				Valsetbekken 1 termotolerante koliforme bakterier Games-Howell					
	N	1	2		N	1	2	3	4
Ingen nedbør	66	1,73			Ingen nedbør	185	1,48		
> 0 til 5 mm nedbør	80	1,71			> 0 til 5 mm nedbør	298	1,65	1,65	
> 5 til 10 mm nedbør	9	(2,33)	(2,33)		> 5 til 10 mm nedbør	41		2,29	2,29
> 10 til 15 mm nedbør	5		(2,80)		> 10 til 15 mm nedbør	20		(2,90)	(2,90)
> 15 til 20 mm nedbør	4		(3,00)		> 15 til 20 mm nedbør	6			(3,50)



Tabell 8: Tukey HSD sammenligning av gjennomsnittlig forekomst av termotolerante koliforme bakterier ved Lykkjebekken 1 ved ingen nedbør, > 0 til 5 mm, > 5 til 10 mm, > 10 til 15 mm og >15 til 20 mm nedbør. Forskjellig gruppering (1, 2 og 3) indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og resultater i parentes er usikre, da de ikke tilfredsstillter krav om utvalg på minst 30 prøver.

Lykkjebekken termotolerante koliforme bakterier				
Tukey HSD				
	N	1	2	3
Ingen nedbør	296	1,61		
> 0 til 5 mm nedbør	455	1,65		
> 5 til 10 mm nedbør	76	2,12	2,12	
> 10 til 15 mm nedbør	23		(2,61)	(2,61)
> 15 til 20 mm nedbør	9			(3,11)

Mellom *ingen nedbør* og *større enn 0 til 5 mm nedbør* kunne det ikke påvises signifikante forskjeller i forekomst av noen av de undersøkte vannkvalitetsparameterne ved Sagelva 2, se tabell 5, Jervbekken, se tabell 6, Valsetbekken, se tabell 7, og Lykkjebekken, se tabell 8.

Det ble derimot funnet to signifikante forskjeller som tilfredsstilte krav til utvalg i tabell 7, disse var mellom forekomst av *E. coli* og mellom forekomst av termotolerante koliforme bakterier ved *ingen nedbør* og ved *større enn 5 til 10 mm nedbør* ved Valsetbekken 1. Gjennomsnittlig forekomst av disse er altså signifikant høyere på dager med *større enn 5 til 10 mm nedbør* enn på dager uten nedbør. Dette forholdet så ut til å være til stede for flere vannkvalitetsparameter, også når daglig nedbør var større enn 10 mm. På grunn av at det fantes færre prøver ved mye nedbør, var ikke utvalget for disse tilstrekkelig til å gi et sikkert bilde av situasjonen. Det kan derfor ikke konstateres med sikkerhet at vannkvalitet ved over 10 mm nedbør er signifikant dårligere.

## 5 Diskusjon

### 5.1 Sagelva og de tre bekkene

Ved analyse av alle målepunkter i Sagelva og bekkene for alle vannkvalitetsparametere, unntatt *C. perfringens*, var 89 % (360 av 406) av korrelasjonene signifikante ved  $p < 0.01$ .

Når alle vannkvalitetsparameter og målepunkter i Sagelva og bekkene ble undersøkt var det færrest signifikante korrelasjoner med *C. perfringens*, 50 av 165 mulige, og sporer av anaerobe sulfittreducerende Clostridia, 105 av 165 mulige. *C. perfringens* skilte seg altså klart fra sporer av anaerobe sulfittreducerende Clostridia, til tross for at den selv er medlem av gruppen. En av årsakene til få korrelasjoner med *C. perfringens* er at den er mer spesifikk enn sporer av anaerobe sulfittreducerende Clostridia. Dette ble uttrykt i målingene ved at det ofte, opp til to tredjedeler av målingene, ikke kunne påvises *C. perfringens*. Til sammenligning, var det sjelden at sporer av anaerobe sulfittreducerende Clostridia ikke kunne påvises. En av grunnene til at *C. perfringens* hadde færre korrelasjoner, kan også være at forekomst ifølge Vierheilig et al. (2013), har liten sammenheng med fekal forurensing fra herbivore dyr.

For Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken, som vist i tabell 4, var gjennomsnittlig  $r$ -verdi for signifikante korrelasjoner ( $p < 0.01$ ) mellom vannkvalitet *innad i samme vannstrøm*  $r = 0.54$ . For de samme målepunktene var gjennomsnittlig  $r$ -verdi i *forskjellige vannstrømmer*  $r = 0.42$ . Sammenhengen er, som forventet, større mellom målepunkter *innad i samme vannstrøm*.

Ved undersøkelse av alle målepunkter i Sagelva og bekkene, som vist i vedlegg F tabell I, ble også lignende forhold funnet. Gjennomsnittlig  $r$ -verdi mellom vannkvalitet *innad i samme vannstrøm* for disse var  $r = 0.52$  og i *forskjellige vannstrømmer* var den  $r = 0.45$ . Totalt sett var gjennomsnittlig  $r$ -verdi  $r = 0.47$ . For disse tre ble *C. perfringens* ikke medregnet grunnet få korrelasjoner.

Med utgangspunkt i  $r$ -verdiene kan bestemmelseskoefisienten  $r^2$  fortelle hvor mye av variasjonen i vannkvalitet som har sammenheng. Gjennomsnittlig 27 % av endringene i korrelerte vannkvalitetsparameter kan forklares ved endringer i en annen korrelert parameter. Altså kan gjennomsnittlig 27 % av endringene i 89 % av vannkvalitetsparameterne (med unntak av *C. perfringens*) forklares av endringer i en annen vannkvalitetsparameter. Det vil si at det er betydelig sammenheng mellom de fleste vannkvalitetsparameterne i Sagelva og bekkene.

Ved å undersøke forskjellene mellom gjennomsnittlig  $r$ -verdi for sammenhenger *innad i samme vannstrøm* og i *forskjellige vannstrømmer* kan forståelsen for sammenhengene økes. Hvis det antas at korrelasjoner mellom vannkvalitet i *forskjellige vannstrømmer* skyldes forhold som vil påvirke alle vannstrømmer samtidig, samt at korrelasjoner mellom målepunkter *innad i samme vannstrøm* skyldes både forhold som vil påvirke alle vannstrømmer og forhold som bare vil

påvirke den spesifikke vannstrømmen, vil variasjon som kun skyldes lokasjon kunne identifiseres som differansen mellom disse.

Differansen mellom forklart variasjon ved korrelasjoner *innad i samme vannstrøm* (27 %) og *i forskjellig vannstrøm* (20 %) er 7 %. Derav kan den gjennomsnittlige lineære effekten av lokasjon tolkes som 7 %. En svakhet med denne tolkningen er at modellen vekter hver vannstrøm etter antall vannkvalitetsparametere som er undersøkt. Derfor vil Valsetbekken, som har flest prøveparametere totalt, veie mer i analysen enn Lykkjebekken. Dette skaper en skjevhet i modellen.

Når bare Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken ble undersøkt, var fordelingen av vannkvalitetsparameter bedre. Til tross for dette ble det funnet lignende gjennomsnittlige *r*-verdier for *innad i samme vannstrøm* og *i forskjellige vannstrømmer*. Noe som tyder på at skjevheten i modellen har begrenset påvirkning.

### 5.1.1 Sammenhenger og *E. coli* ved Valsetbekken 1

Et annet interessant funn var hvor mange og sterke sammenhenger *E. coli* ved Valsetbekken 1 hadde med vannkvalitet i Sagelva og bekkene. Som vist i tabell 4 og vedlegg F tabell I, var forekomst av *E. coli* ved Valsetbekken 1 signifikant korrelert ( $p < 0.01$ ) med alle undersøkte vannkvalitetsparametere, bortsett fra *C. perfringens* ved Sagelva 2. Den manglende korrelasjonen kan ha sammenheng med at *C. perfringens* ifølge Vierheilig et al. (2013) ikke er en egnet indikator for herbivore dyr.

Når alle målepunkter og vannkvalitetsparametere i vedlegg F tabell I ble undersøkt, var gjennomsnittlig *r*-verdi for *E. coli* ved Valsetbekken 1  $r = 0.55$ . Altså kan i gjennomsnitt 30 % av variasjonen i alle vannkvalitetsmålinger, unntatt *C. perfringens*, forklares av endringer i forekomst av *E. coli* ved Valsetbekken 1. Samtidig var alle *r*-verdier over 0.400 bortsett fra sporer av sulfittreduerende anaerobe Clostridia ved Jervbekken 2 ( $r = 0.259$ ) og Valsetbekken 2 ( $r = 0.275$ ). Med andre ord var det få tilfeller hvor sammenhenger med *E. coli* ved Valsetbekken 1 var svake. Når bare korrelasjoner mellom *E. coli* i Valsetbekken 1 og vannkvalitetsparametere målt *i forskjellige vannstrømmer* betraktes, kan *E. coli* ved Valsetbekken forklare gjennomsnittlig 24 % av variasjonen.

Tatt i betraktning *E. coli* ved Valsetbekken 1 sine mange og sterke sammenhenger anbefales det at det føres ekstra tilsyn her. Årsaken er at høy forekomst av *E. coli* ved Valsetbekken 1 kan tolkes som indikasjon på dårligere vannkvalitet i alle vannstrømmene.

Ifølge A. Paruch et al. (2017) er *E. coli* en veldig spesifikk indikator, og all nevneverdig vekst skjer i enteriske habitater. Samtidig fant A. Paruch et al. (2016) at drøvtyggere og hester dominerte som kilde til fekal forurensing ved Valsetbekken 1 og 2. Altså kan det antas at en del av forholdene som bidrar til forekomst av *E. coli* ved Valsetbekken 1 er fekal kontaminering fra drøvtyggere og hester. Det mistenkes derfor også at noen av sammenhengene mellom *E. coli*

ved Valsetbekken 1 og andre vannkvalitetsparametere skyldes at den gir en indikasjon på animalsk aktivitet i alle vannstrømmene.

### 5.1.2 Forskjeller mellom vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1

Som nevnt tidligere, ble det funnet at lokasjon gjennomsnittlig førte til 7 % av variasjonen for Sagelva og bekkene. Ved videre analyser ble det funnet at lokasjonseffekt var sterk nok til at det oppsto signifikante forskjeller mellom Sagelva, Jervbekken og Valsetbekken ved  $p < 0.01$ , se figur 13.

Sagelva hadde signifikant lavere gjennomsnittlig forekomst av intestinale enterokokker, sporer av sulfittreducerende anaerobe Clostridia, koliforme og termotolerante koliforme bakterier. Dette samsvarer godt med Nøst (2018) som rapporterer at Sagelva betraktes som vannstrømmen med lavest nivå av human og animalsk forurensing. Samtidig er Sagelva den største av vannstrømmene, derav forventes også større fortynningseffekt og mer stabil vannkvalitet (Ødegaard, 2012, s.166).

Jervbekken hadde signifikant høyere forekomst av tre av de fire undersøkte indikatorene. Unntaket var intestinale enterokokker, hvor forekomst ikke var forskjellig fra ved Valsetbekken. Både Jervbekken og Valsetbekken regnes ifølge Nøst (2018) som bekker hvor det tidvis har vært problemer med bakteriell forurensing grunnet blant annet husdyr og jordbruk. Dette samsvarer med resultatene i denne oppgaven, siden begge bekkene hadde signifikant høyere forekomst av bakterielle indikatorer enn Sagelva.

## 5.2 Sammenhenger mellom Storvatn 5 m dybde og Jervbekken og Valsetbekken

Jervbekken og Valsetbekken har utløp nært drikkevannsinntaket til VIVA. Nøst (2018) antar derfor at den bakterielle vannkvaliteten i disse medfører den største forurensingsrisikoen av alle bekkene. Det var derfor interessant å undersøke sammenhenger mellom bekkene og vannkvaliteten ved Storvatn 5 m dybde.

Det ble funnet korrelasjoner mellom intestinale enterokokker ved Storvatn 5 m dybde og henholdsvis *E. coli* ved Jervbekken 1 og termotolerante koliforme bakterier ved Valsetbekken 1. Korrelasjonene var ikke mellom samme vannkvalitetsparametere, eksempelvis ikke mellom *E. coli* ved Storvatn 5 m dybde og ved Jervbekken. Det mistenkes derfor at korrelasjonene ikke skyldes effekten av variasjoner i vannkvaliteten til bekkene. Det er derimot mer sannsynlig at korrelasjonene skyldes forhold som påvirker både bekkene og Storvatn 5 m dybde samtidig, slik sesong, temperatur eller nedbør kan gjøre.

Simuleringer av Köning (2010), viste at forurensing særlig fra Jervbekken, men også til en viss grad fra Valsetbekken, ville føres til overflatevannet ved Storvatn 5 m dybde. Det var derfor overraskende at det ikke ble funnet flere og klarere sammenhenger. En av årsakene til at det ble påvist få korrelasjoner kan være at utvalget var lite, gjennomsnittlig 32 målinger, for flere av korrelasjonene. Samtidig kan fortykning og miljøets generelle baktericide effekt ha stor innvirkning på forekomst av bakterier ved Storvatn 5 m dybde, og dermed overdøve forurensing tilført fra Valsetbekken og Jervbekken. Det faktum at Jervbekken og Valsetbekken sammen bidrar med relativt lite vann sammenlignet med volumet til Jonsvatnet (gjennomsnittlig 4800 m<sup>3</sup>/dag sammenlignet med 500 millioner m<sup>3</sup> (Sommervold, 2019)), styrker antagelsen om høy fortykningseffekt. Köning (2010) sine funn stemmer også godt med dette, siden han konkluderte med at alle forurensinger fra vannstrømmer i Jonsvatnet vil fortyknes til rundt promillenivå før forurensinger når vanninntaket.

En kilde til usikkerhet i denne analysen er i hvor stor grad øyeblikksutsnittet som skapes gjennom prøvene fra Jervbekken og Valsetbekken er representativt for daglig gjennomsnittlig vannkvalitet i bekkene. Særlig tatt i betraktning at vannkvalitet i bekker er mindre stabil enn i overflatevann og dypvann (Ødegaard, 2012, s.166).

Totalt sett er effekten av daglig variasjon av vannkvalitet i Jervbekken og Valsetbekken på vannkvaliteten i Storvatnet 5 m dybde for liten til å kunne påvises ved korrelasjon under Jonsvatnets normaltilstand. I fremtiden kunne det vært interessant å vurdere endringer i vannkvaliteten ved Storvatn 5 m dybde opp mot gjennomsnittlig vannkvalitet for en uke ved Jervbekken og Valsetbekken. Det er da en sjanse for at påvirkningen vil være stor nok til at det kan påvises signifikante korrelasjoner. Dette vil i så fall kreve en periode med oftere prøvetaking ved alle tre målepunkter.

### 5.3 Sammenhenger mellom Storvatn 5 m dybde og andre dypvannsprøver 1 til 5 m dybde

Storvatnet 5 m dybde er målepunktet i Jonsvatnet ved 1 til 5 m dybde nærmest vanninntaket. Derfor ble det valgt å undersøke sammenhenger mellom dette og andre målepunkter i Jonsvatnet 1 til 5 m dybde. Det ble funnet totalt 34 signifikante korrelasjoner mellom Storvatnet 5 m dybde og andre målepunkter i Jonsvatnet 1 til 5 m dybde.

Det var klar sammenheng mellom koliforme bakterier i Storvatnet 5 m dybde og andre målepunkter. For alle disse var r-verdi minst 0.300. Sammenhengene var altså relativt tydelige. Dette kan skyldes at koliforme bakterier er den minst spesifikke indikatoren, noe som medfører at de også finnes i større antall. De vil derfor være tilstede oftere, samtidig som effekten av fortykning sjeldnere blir så stor at sammenhenger mellom forskjellige lokasjoner, altså korrelasjoner, skjules.

Det var forventet å se tydelige sammenhenger mellom samme vannkvalitetsparameter for ulike målepunkter, eksempelvis at stor forekomst av *E. coli* ved Storvatn 5 m tilsvarte stor forekomst

ved Storvatn Elgenes 5 m. Tydelige sammenhenger fantes bare for koliforme bakterier, og i to tilfeller for intestinale enterokokker. Forekomst ved de undersøkte målepunktene ser derfor ut til å ha begrenset påvirkning. Det meste av endringene skyldes sannsynligvis andre forhold. At en stor andel av de betydelige korrelasjonene, 11 av 18, var mellom forskjellige vannkvalitetsparametere, støtter også denne teorien.

Analysen har flere begrensninger. Det var ikke mulig å skille mellom effekten av faktorer som påvirket alle målepunktene (eksempelvis temperatur) og effekten av forekomst ved et målepunkt. Det kunne altså ikke skilles mellom endringene som skyldtes endringer ved et spesifikt målepunkt og andre forhold. Samtidig tar ikke analysen høyde for strømningsmønster i Jonsvatnet. Dette betyr at analysen viser sannsynlig vannkvalitet ved punkt 2 når vannkvalitet ved punkt 1 er definert, og ikke hvilken vannkvalitet punkt 2 får når vann strømmer fra punkt 1 til punkt 2.

## 5.4 Vannkvalitetsendringer over tid

Endringer over tid i Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken og Lykkjebekken ble undersøkt, se figur 14. Bakteriell vannkvalitet hadde enten bedret seg, eller var på samme nivå, i den siste 5-års perioden som ved den første 5-års perioden.

Der det var påvist forbedringer, altså *E. coli* i Jervbekken og Valsetbekken, samt termotolerante koliforme bakterier i Valsetbekken og Lykkjebekken var trenden relativt svak. Det kunne ikke påvises forskjeller mellom hver enkelt 5-års periode. En av årsakene til at trenden får liten effekt, kan være at variasjonen i målt vannkvalitet innenfor hvert 5-års intervall er stor. Dette kommer av at vannkvaliteten påvirkes av svingninger fra temperatur, sesong, tilfeldige hendelser med mer (Asadollahfardi, 2015, s.2-3 og 44).

Det kunne ikke påvises noen signifikante endringer i Sagelva. Dette var ikke overraskende, da forurensingsnivået i Sagelva allerede betraktes som tilnærmet bakgrunnsnivå (Nøst, 2018). Altså er det mindre forbedringspotensial i Sagelva, enn i bekkene. Sagelva er ifølge Köning (2010) bekkesystemet med nest størst nedbørfelt. Derfor er det spesielt positivt for Jonsvatnet at vannkvaliteten i Sagelva er både god og stabil.

Storvatn 5 m dybde ble også undersøkt for endringer over tid. Det kunne ikke påvises endringer i forekomst av *C. perfringens*, koliforme bakterier og kimtall ved 22 °C. Forekomst av *E. coli*, intestinale enterokokker, samt nivå av totalt fosfor og turbiditet hadde derimot blitt signifikant lavere fra første til siste periode. Trenden var, i likhet med i bekkene, ikke sterk nok til å gi signifikant forskjell mellom hver 5-års periode. Variasjon i forekomst av intestinale enterokokker, totalt fosfor og turbiditet har også blitt mindre. Altså er disse blitt mer stabile. Noe som tyder på at ett eller flere forhold som bidro til spesielt høye eller lave nivåer, er redusert eller fjernet.

Bedringer av vannkvaliteten i både vannstrømmene og ved Storvatn 5 m dybde skyldes høyst sannsynlig de forskjellige tiltakene VIVA har utført for å beskytte og bedre vannkvaliteten. Blant disse finnes *Landbruksskjønnet* som ble vedtatt i 2009. *Landbruksskjønnet* omfattet 49 aktive landbrukseiendommer, hvor tiltak ble iverksatt for å redusere forurensing fra husdyrhold (Trondheim kommune, 2017). *Landbruksskjønnet* medførte forbud mot bruk av husdyrgjødsel og mot beiting på sensitive arealer. I tillegg ble det vedtatt at overskuddsgjødsel skulle fjernes fra nedbørfeltet på kommunens regning og at bønder skulle få støtte til innkjøp av kunstgjødsel (Trondheim kommune, 2017; Tronhus, 2019).

Et annet viktig tiltak kan ha vært forhindring av avrenning fra septiktanker. Kommunen har gitt tilbud om nivåmåler med hentetjeneste, slik at de 35 septiktankene i nedbørfeltet alltid kan tømmes før det oppstår stor fare for lekkasje (Tronhus, 2019). Ifølge Tronhus (2019), som er driftsleder ved VIVA, er det også gjennomført et omfattende arbeid for å forhindre at avrenning fra nedbør renner inn i de kommunale avløpsledningene i Jonsvatnets nedbørfelt. Dersom mye vann tar denne veien ved for eksempel ekstremvær, fører det til overløp i pumpestasjoner. I dette tilfellet vil overløp si at en blanding av nedbørsvann og avløpsvann ikke vil føres gjennom avløpssystemet, men vil renne ut i Jonsvatnet, siden avløpssystemets kapasitet sprenges (Norsk Vann, 2019).

Kommunen har også kjøpt opp eiendommer i Jonsvatnets nedbørfelt som tidligere var gårdsbruk, hytte eller skole (Valsetbekken skole), revet bygninger, og deretter beplantet områdene (Tronhus, 2019). Søppel rundt Jonsvatnet ryddes også en gang i uken av Jonsvatnet idrettslag i sommerhalvåret (Tronhus, 2019).

Totalt sett, har ingen vannkvalitetsparametere i Sagelva, bekkene og ved Storvatn 5 m dybde blitt signifikant dårligere. Flere vannkvalitetsparametere har fått signifikant lavere, gjennomsnittlige verdier. Ved Storvatn 5 m dybde har variasjonen, altså hvor store svingninger en vannkvalitetsparameter hadde, blitt betydelig mindre for flere vannkvalitetsparametere. Dette fører til mer forutsigbar vannkvalitet.

## 5.5 Lufttemperatur og vannkvalitet

Det ble funnet sterke korrelasjoner mellom lufttemperatur og vanntemperatur på alle målepunkter hvor temperatur ble målt. Det vil si ved Kilvatn 5 m, Litjvatn 5 m og Osen 1 m dybde. Lufttemperaturen ved Voll målestasjon har altså sammenheng med vanntemperaturen i de øvre lagene av Jonsvatnet. Dette stemmer godt med M. Livingstone og Lotter (1998) sine funn om hvordan daglig variasjon i lufttemperaturen samsvarer svært godt med vanntemperatur ved 1 m dybde i innsjøer på det sveitsiske platå. Samtidig som det er påvist sammenhenger, er også Voll målestasjon plassert forholdsmessig nær Jonsvatnet. Lufttemperaturen ved Voll målestasjon anses derfor for å være relativt representativ for lufttemperatur ved Jonsvatnet.

Ved videre undersøkelser ble det funnet at lufttemperaturen kunne ha effekt på intestinale enterokokker, *E. coli*, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, samt fargetall og totalt nitrogen. Det var derimot ikke signifikante korrelasjoner for disse på alle målepunkter.

Korrelasjonene var positive. Det vil si at høyere lufttemperatur kan medføre dårligere bakteriell vannkvalitet i Jonsvatnet ved 1 til 5 m dybde. De fleste korrelasjonene var for de grunnere områdene, det vil si Valen, Litjvatnet og Osen. Altså kan det antas at vannkvaliteten spesielt i disse områdene vil bli dårligere ved høye temperaturer. At lufttemperaturen har større effekt i disse områdene, har sannsynligvis sammenheng med at det er mindre vann som kan være buffer for varme enn ved for eksempel Storvatn 5 m dybde. Temperaturendringer vil derfor skje raskere.

For sammenhenger mellom lufttemperatur ved Voll og vannkvalitet i Sagelva og bekkene, var resultatene forholdsvis tydelige. Det var signifikante korrelasjoner for 74 % (25 av 34) av de mulige korrelasjonene. Av disse kunne endringer i lufttemperatur forklare minst 10 % av variasjonen for 14 vannkvalitetsparametere.

Basert på korrelasjonene har lufttemperatur altså klar sammenheng med vannkvaliteten i Sagelva og bekkene. Vannkvalitetsparametere uten korrelasjoner var alltid *C. perfringens* og sporer av sulfittreduerende anaerobe Clostridia. Derav var sammenhenger mellom lufttemperatur og vannkvalitet entydige for andre vannkvalitetsparametere med påviste sammenhenger.

Alle påviste korrelasjoner var positive. De indikerte altså dårligere vannkvalitet ved høyere temperatur. Både Flint (1987) og Köning (2010) viser til økende dødsrate for enteriske bakterier i henholdsvis elvevann og i innsjøer ved økende temperatur. Siden bakteriell vannkvalitet ifølge korrelasjonene er dårligere ved høyere temperaturer, vil det være andre forhold som har større påvirkning enn endret dødsrate. Et av disse forholdene, som rapportert av A. Paruch et al. (2016), er mye fekal forurensing fra drøvtyggere i Jonsvatnet i varmere perioder. Det vil si juni til september når dyr går på beite. At *C. perfringens* ikke var korrelert med temperatur, støtter også teorien om at noe av variasjonen skyldes drøvtyggere. Dette fordi *C. perfringens* ifølge Vierheilig et al. (2013) ikke er en egnet indikator for herbivore dyr, altså drøvtyggere.

## 5.6 Sesongvariasjoner i vannkvalitet

Sesongenes effekt på vannkvaliteten til råvannet, rett før det behandles, og vanntemperatur ved vanninntaket ved Jervan ble undersøkt. Sesong hadde ingen effekt på forekomst av termotolerante koliforme bakterier, intestinale enterokokker og *C. perfringens*, eller fargetall. Sesongenes effekt på forekomst av koliforme bakterier, *E. coli*, kimtall ved 22 °C og vanntemperatur ble derimot påvist ved  $p < 0.05$ .



For *E. coli* var effekten relativt liten, samtidig som *E. coli* sjelden kunne påvises ved Jervan tunnel. Sommersesongen hadde lavere forekomst av *E. coli* enn vintersesongen, men ingen andre sesonger var forskjellige. At bare to sesonger var forskjellige, kan være en forklaring på hvorfor ingen signifikante forskjeller ble funnet for termotolerante koliforme bakterier. Dette til tross for termotolerante koliforme bakteriers nære slektskap til *E. coli* (Garcia-Armisen et al., 2007; Hachich et al., 2012).

Sesongenes effekt på koliforme bakterier og kimtall ved 22 °C var betydelig sterkere enn på *E. coli*. For alle tre måleparameterne var forekomst i sommersesongen generelt lav. En sannsynlig årsak til dette er sommerstagnasjon, som beskytter dypvannet fra forurensing. For de andre sesongene var det ikke et entydig mønster. Høst hadde høyest forekomst av koliforme bakterier, men lavere kimtall enn ved vår og vinter. Kimtall ved 22°C i seg selv er ingen trussel mot folks helse. Det vil derimot koliforme bakterier kunne være. Høst betraktes derfor som årstiden med verst bakteriell råvannskvalitet.

En årsak til høyere forekomst i høstsesongen kan være høstomrøring. Overflatevann med dårligere mikrobiologisk kvalitet blandes da med dypvannet. At høst vurderes som årstiden med verst bakteriell vannkvalitet stemmer med Köning (2010) sin konklusjon om at høstsirkulasjon burde betraktes som den farligste perioden for råvannet ved vanninntaket. Han påpeker også at lysforholdene og lavere vanntemperatur i høstperioden bidrar til lengre bakterieoverlevelse i Jonsvatnet.

Totalt sett har sesong effekt på flere bakterielle vannkvalitetsparametere ved Jervan tunnel. Sommersesongen har en tendens til god bakteriell vannkvalitet. De andre sesongene viste ikke et entydig mønster, men høstsesongen kan være forbundet med økt risiko.

Sesongenes effekt på vannkvalitet ved Sagelva og bekkene ble også undersøkt. Det ble påvist at sesong hadde effekt på forekomst av koliforme, termotolerante koliforme bakterier og *E. coli* i alle undersøkte tilfeller.

Effekten av sesong var altså større i Sagelva og bekkene enn ved Jervan tunnel. Under sommersesongen var forekomst av de forskjellige bakteriene på det høyeste nivået i ni av ti tilfeller. Altså vil bakteriell vannkvalitet i vannstrømmene sannsynligvis være dårligst i sommersesongen. Dette til forskjell fra ved Jervan tunnel, hvor den da forventes å være best. Dårligere vannkvalitet i vannstrømmene ser altså ikke ut til å ha noen stor påvirkning på vannkvaliteten ved Jervan tunnel i sommersesongen. Dette er i henhold til Köning (2010) sine funn, om at når det foreligger stabile vannmasser med temperatursprangsjikt, vil normalt ikke overflateforurensing nå drikkevannsinntaket i Jonsvatnet.

I rapporten *Kildesporing av fekal vannforurensing i tilløpsbekkene til Jonsvatnet* av A. Paruch et al. (2016, s.26-27) ble det funnet at fekal forurensing, målt ved *E. coli*, var høyest i juni til september. Altså stemmer funnene godt med hverandre, da sommer i denne oppgaven er definert som fra juni til august. Samtidig fant A. Paruch et al. (2016, s.26-27) også at drøvtyggere dominerte som kilde til fekal forurensing i denne perioden. Derfor vil det være

hensiktsmessig å fokusere på tiltak for å holde drøvtyggere vekk fra tilløpsbekkene i sommersesongen for å bedre vannkvalitet (Tronhus, 2019). Trondheim kommune holder på å bygge et 9 km langt gjerde som skal forhindre at husdyr på beite fra Malvik kommune forurensrer vannet. Noe som er et godt eksempel på hensiktsmessige tiltak for å redusere forurensingen.

Om våren var forekomst av de forskjellige bakteriene i Sagelva og bekkene alltid lav. Vintersesongen hadde også lav forekomst, men ikke like lav som vårsesongen. Vannkvaliteten i vannstrømmene var altså best i vårsesongen, med lignende lave nivå også i vintersesongen.

## 5.7 Nedbør og vannkvalitet

Det ble funnet at nedbør ved Voll målestasjon hadde sammenheng med vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1. Eksempelvis ved korrelasjoner mellom nedbør og forekomst av *E. coli*, intestinale enterokokker, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, *C. perfringens* og sporer av anaerobe sulfittreduserende Clostridia.

Av 34 mulige korrelasjoner var 32 signifikante ved  $p < 0.01$ . Samtidig som 19 hadde  $r$ -verdi på minst  $r = 0.300$ . Det var altså tydelige sammenhenger mellom daglig nedbør og vannkvalitet ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1. Det samme gjelder sannsynligvis også for Lykkjebekken. Det var derimot ikke mulig å bevise dette, da det bare fantes målinger av termotolerante koliforme bakterier ved Lykkjebekken.

Alle korrelasjonene var positive. De indikerer altså at sannsynligheten for dårligere bakteriell vannkvalitet i Sagelva, Jervbekken og Valsetbekken øker på dager med mye nedbør. Dette stemmer godt overens med Tornevi (2015), som rapporterte at i industrielle land blir det observert uvanlig mange tilfeller av akutt gastrointestinal sykdom etter tung nedbør.

Det ble også funnet at Jervbekkens vannkvalitet ble påvirket minst av nedbør. Gjennomsnittlig 7 % av variasjonen kunne forklares av nedbørnivå. Til sammenligning kunne 11 % forklares for Sagelva og 15 % for Valsetbekken. Nedbør har altså vesentlig større effekt på vannkvaliteten i Valsetbekken, enn det har på vannkvaliteten i Jervbekken. Dette er spesielt overraskende på grunn av at bekkene er så nære hverandre.

For å forklare forskjellene mellom vannstrømmene kan det være hensiktsmessig å undersøke arealene med dyrket mark i nedbørfeltet til Valsetbekken. Dette fordi dyrket mark kan bidra til fekal forurensing gjennom avrenningsvann grunnet avføring fra husdyr eller husdyrgjødsel (A. Paruch et al., 2017). Kildesporing kan også med fordel brukes for å forklare hvorfor nedbør påvirker vannkvalitet i Valsetbekken sterkere enn i Jervbekken. Eventuelle forskjeller i bakteriesammensetning mellom prøver fra de to bekkene, tatt under tung nedbør, vil gi en indikasjon på forskjeller i forurensningskilder (A. Paruch et al., 2017). Om forurensningskilder identifiseres kan tiltak spisses mot disse.

Videre ble det undersøkt om gjennomsnittlig vannkvalitet var forskjellig på dager med ulik nedbørsmengde ved Sagelva 2, Jervbekken 1, Valsetbekken 1 og Lykkjebekken, som vist i tabell 5, 6, 7 og 8. Ingen signifikante forskjeller kunne påvises ved  $p < 0.05$  mellom vannkvaliteten på dager med ingen nedbør og  $> 0$  til 5 mm. Det ble derimot funnet signifikant færre *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier ved ingen nedbør enn ved  $> 5$  til 10 mm nedbør ved Valsetbekken 1. Altså er det sannsynlig at forekomst av *E. coli* og termotolerante koliforme er høyere på dager med  $> 5$  til 10 mm nedbør, enn på dager uten nedbør.

Preliminære resultater indikerer at det oppstår signifikante forskjeller for andre vannkvalitetsparametere mellom dager med ingen nedbør, og  $> 10$  til 15 mm samt  $> 15$  til 20 mm nedbør. På grunn av at det var få prøver fra dager med mye nedbør, var det ikke mulig å bevise disse forholdene med god sikkerhet. Det kan tas i betraktning at korrelasjonene støtter de preliminnære resultatene. Det vil si at vannkvaliteten blir dårligere ved større daglig nedbørsmengde.

I fremtiden kan det være hensiktsmessig å samle inn ekstra prøver på dager med mye nedbør. Det vil muliggjøre sikre resultater med hensyn til sammenhenger mellom vannkvalitet og større daglige nedbørsmengder. Klimaendringer kan føre til økt hyppighet av ekstremvær som flom, altså store nedbørsmengder på kort periode (Delpla et al., 2009; World Health Organization, 2017). Dette er også et argument for å øke forståelsen for nedbør. For Jonsvatnet forutser Killingtveit og Alfredsen (2016) i rapporten *Virkning av klimaendringer på leveringskapasitet for vannforsyning fra Jonsvatnet og Benna* en nedbørsøkning tilsvarende 5 til 10 % økt leveringskapasitet innen 2100. Sett i sammenheng med oppgavens tidligere resultater vil dette medføre en marginalt dårligere vannkvalitet. Sannsynligvis vil dette ha liten påvirkning på vannkvaliteten ved vanninntaket, med mindre nedbørsøkningen medfører ekstremvær.

Nedbørsdata brukt i denne oppgaven er målt ved Voll målestasjon. Det er derimot begrenset hvor representative de er for Jonsvatnets nedbørfelt. Dette skyldes blant annet at Voll målestasjon ifølge stasjonsinformasjon hentet fra eklima.met.no, er 127 moh. Til sammenligning ligger Jonsvatnet 150 moh. (Meteorologisk institutt, 2019). At Jonsvatnets nedbørfelt preges av kupert terreng, som betyr at nedbørsforholdene vil være forskjellige i forskjellige deler av nedbørfeltet, øker også usikkerheten (Ratnayaka, Brandt & Johnson, 2009, s.69).

Nedbørfeltet til Jonsvatnet er ifølge NEVINA, som vist i vedlegg A, rundt 79 km<sup>2</sup>, men det finnes ingen værstasjoner i selve feltet. For å skaffe et relativt pålitelig estimat av nedbør i et nedbørfelt kreves det ifølge Ratnayaka et al. (2009, s.69) minst en værstasjon per 25 km<sup>2</sup>. Siden Jonsvatnets nedbørfelt er preget av kupert terreng, vil nødvendig værstasjonstetthet for å oppnå sikre data være over minstekravet. Ved å innfri minstekravet, samt undersøke hvordan nedbørsmengde endrer seg ved forskjellige høyder i nedbørfeltet, vil det kunne gjennomføres sikrere analyser. Samtidig vil værstasjoner også gi mer nøyaktige målinger av vindretning og styrke. Slike målinger er spesielt viktige ved vindretning sørvest, som er typisk ved uvær. Da kan overflatevann trykkes ned mot vanninntaket fra områdene ved Jervbakkens og Valsetbakkens utløp (Sommervold, 2019).

Det ble valgt å bruke målingene fra Voll målestasjon til tross for deres uoverensstemmelse med forholdene i Jonsvatnet, da de var de beste tilgjengelige målingene. Selv om de ikke er målt i Jonsvatnet, ble det antatt at det fantes en sammenheng mellom nedbør ved Voll målestasjon og nedbør i Jonsvatnets nedbørfelt. Dette støttes av korrelasjonene med vannkvalitet i Sagelva og bekkene.

## 6 Konklusjon

Forhold som påvirket vannkvaliteten lineært i hver enkelt vannstrøm (Sagelva, Jervbekken, Valsetbekken eller Lykkjbekken) bidro til gjennomsnittlig 7 % av variasjonen, mens forhold som påvirket alle vannstrømmene samtidig bidro til gjennomsnittlig 20 %. Samtidig hadde forekomst av *E. coli* ved Valsetbekken 1 sterk sammenheng med vannkvaliteten i alle vannstrømmene, og det anbefales å føre ekstra tilsyn med *E. coli* i dette målepunktet. Årsaken er at høy forekomst vil indikere dårligere vannkvalitet i alle vannstrømmene.

Når endringer fra 1999 til 2018 ble undersøkt, hadde ingen vannkvalitetsparametere i Sagelva, bekkene og ved Storvatn 5 m dybde blitt signifikant dårligere. I samme tidsrom har flere vannkvalitetsparametere fått signifikant lavere gjennomsnittlige verdier. Det ble altså ikke funnet noen bekymringsverdige utviklinger, og Jonsvatnets egnethet som trygg vannkilde ser ut til å være økende, selv om råvannskvaliteten allerede er svært god.

Sammenhengen mellom lufttemperatur og vannkvalitet i vannstrømmene var svært tydelig, og vannkvalitet ble dårligere ved høyere temperatur. Noe av dette har sannsynligvis sammenheng med dyreaktivitet i sommermånedene.

Sesongene hadde stor effekt på vannkvalitet i vannstrømmene, og noe effekt på råvannskvaliteten til vann som går til behandling. I sommersesongen er vannkvaliteten dårligst i vannstrømmene, men best i vann som går til behandling. Altså har ikke vannkvalitet i vannstrømmene noen stor påvirkning på vann som går til behandling i sommersesongen. For vann som går til behandling var høstsesongen verst, men forekomst av både *E. coli* og koliforme bakterier var fortsatt svært lav, og *E. coli* kunne ikke påvises i de fleste prøver. Altså er vannkvalitet noe dårligere i høstsesongen, men forskjellene er ikke store nok til at de vil utgjøre noen trussel for drikkevannet.

I vannstrømmene ble det funnet at jo større daglig nedbørsmengde, jo dårligere ble vannkvaliteten. Valsetbekkens vannkvalitet ble påvirket sterkest av nedbør, etterfulgt av Sagelva og deretter Jervbekken. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller ( $p < 0.05$ ) mellom vannkvalitet ved ingen nedbør og  $> 0$  til 5 mm nedbør. For større nedbørsmengder fantes det få prøver. Preliminære resultater indikerte derimot forskjeller, derfor kan det være hensiktsmessig å ta flere prøver ved tung nedbør for å kunne beskrive sammenheng med nedbør med sikkerhet. For å øke sikkerhet i nedbørsmålinger anbefales det å plassere minst tre værstasjoner i Jonsvatnets nedbørfelt. Dette vil også bidra til bedret forståelse av vindforhold i Jonsvatnet, som senere kan analyseres mot vannkvalitetsendringer.

Det ble påvist svært mange sammenhenger og forhold, men ved normaltilstand utgjør ingen av disse en betydelig trussel for vanntrykgheten. Altså ble det ikke funnet noen forhold som i stor grad påvirket vannkvaliteten til vannet som går til behandling og blir drikkevann

## Referanser

- Agulló-Barceló, M., Oliva, F. & Lucena, F. (2013). Alternative indicators for monitoring *Cryptosporidium* oocysts in reclaimed water. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4448-4454. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1400-4>
- Andersen, E. (2016). *Vannrapport 127 Vannforsyning og helse*. Folkehelseinstituttet. Hentet fra <https://www.fhi.no/contentassets/10f6285109df44af96a0de9dd283c5ed/vannrapport-127---vannforsyning-og-helse.pdf>
- Asadollahfardi, G. (2015). Introduction. I *Water Quality Management: Assessment and Interpretation* (s. 1-3). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Baker, A. (2003). Land use and water quality. *Hydrological Processes*, 17(12), 2499-2501. <https://doi.org/10.1002/hyp.5140>
- Benedini, M. & Tsakiris, G. (2013). *Water Quality Modelling for Rivers and Streams*. Dordrecht: Springer Netherlands, Dordrecht.
- Boigelot, D. (2011). Correlation examples. I *Correlation\_examples2.svg* (Red.). commons.wikipedia.org. Hentet fra [https://en.wikipedia.org/wiki/Correlation\\_and\\_dependence#/media/File:Correlation\\_examples2.svg](https://en.wikipedia.org/wiki/Correlation_and_dependence#/media/File:Correlation_examples2.svg)
- Brown, M. B. & Forsythe, A. B. (1974). Robust Tests for the Equality of Variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69(346), 364-367. <https://doi.org/10.2307/2285659>
- Byappanahalli, M. N., Nevers, M. B., Korajkic, A., Staley, Z. R. & Harwood, V. J. (2012). Enterococci in the environment. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 76(4), 685-706.
- Byappanahalli, M. N., Shively, D. A., Nevers, M. B., Sadowsky, M. J. & Whitman, R. L. (2003). Growth and survival of *Escherichia coli* and enterococci populations in the macro-alga *Cladophora* (Chlorophyta). *FEMS Microbiology Ecology*, 46(2), 203-211. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00214-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00214-9)
- Chapman, D. V. (1996). *Water Quality Assessments : A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, Second Edition*. Baton Rouge, UNITED STATES: CRC Press.
- De Zuane, J. (1997). *Handbook of drinking water quality* (2. utg.). New York: Van Nostrand Reinhold.
- Delpla, I., Jung, A. V., Baures, E., Clement, M. & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35(8), 1225-1233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001>
- Drikkevannsforskriften. (2016). Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Lov FOR-2016-12-22-1868). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2016-12-22-1868>
- Dubin, K. & Pamer, E. G. (2017). Enterococci and Their Interactions with the Intestinal Microbiome. *Microbiology Spectrum*, 5(6). <https://doi.org/doi:10.1128/microbiolspec.BAD-0014-2016>
- Edberg, S., Rice, E., Karlin, R. J. & Allen, M. (2000). *Escherichia Coli: The Best Biological Drinking Water Indicator for Public Health Protection*.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group. (1998). *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*.
- Field, A. (2009a). Additional material, Welch's F. I *Discovering Statistics Using SPSS, Thrid Edition*. Sage Publications.
- Field, A. (2009b). *Discovering statistics using SPSS : (and sex and drugs and rock 'n' roll)* (3. utg.). Los Angeles: SAGE.

- Figueras, M. J. & Borrego, J. J. (2010). New perspectives in monitoring drinking water microbial quality. *International journal of environmental research and public health*, 7(12), 4179-4202. <https://doi.org/10.3390/ijerph7124179>
- Flint, K. P. (1987). The long-term survival of *Escherichia coli* in river water. *J Appl Bacteriol*, 63(3), 261-270. Hentet fra <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1987.tb04945.x>
- Folkehelseinstituttet. (2012). Mikrobiologiske drikkevannsanalyser - hva forteller de? Hentet 22.04.19 fra <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonal-vannvakt/mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/>
- Folkehelseinstituttet. (2018). Råd til vannverkseiere - Når skal det gis kokevarsel ved forurensning av drikkevann? Hentet 11.02.19 fra <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonal-vannvakt/rad-om-kokevarsel-ved-forurensning-/>
- Garcia-Armisen, T., Prats, J. & Servais, P. (2007). *Comparison of culturable fecal coliforms and Escherichia coli enumeration in freshwaters* (0008-4166). Ottawa.
- Goncharuk, V. V. (2014). *Drinking Water : Physics, Chemistry and Biology*. Cham: Springer International Publishing : Imprint: Springer.
- Gunther, T. (u.å.). Lake Turnover. I. [nationalgeographic.org](http://nationalgeographic.org): National Geographic. Hentet fra <https://www.nationalgeographic.org/media/lake-turnover/>
- Hachich, E. M., Di Bari, M., Christ, A. P. G., Lamparelli, C. C., Ramos, S. S. & Sato, M. I. Z. (2012). Comparison of thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* densities in freshwater bodies. *Brazilian journal of microbiology : [publication of the Brazilian Society for Microbiology]*, 43(2), 675-681. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822012000200032>
- Harper, S. L., Edge, V. L., Schuster-Wallace, C. J., Berke, O. & McEwen, S. A. (2011). Weather, Water Quality and Infectious Gastrointestinal Illness in Two Inuit Communities in Nunatsiavut, Canada: Potential Implications for Climate Change. *EcoHealth*, 8(1), 93-108. <https://doi.org/10.1007/s10393-011-0690-1>
- Heiman, G. (2014). *Behavioral Sciences STAT* Cengage Learning.
- International Organization for Standardization. (1986). *Water quality — Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia) — Part 1: Method by enrichment in a liquid medium (ISO Standard: ISO 6461-1:1986)*. ISO/TC 147/SC 4. Hentet fra <https://dgn.isolutions.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:6461:-1:ed-1:v1:en>
- International Organization for Standardization. (1998). *Water quality — Detection and enumeration of intestinal enterococci — Part 1: Miniaturized method (Most Probable Number) for surface and waste water (ISO Standard: ISO 7899-1:1998)*. ISO/TC 147/SC 4. Hentet fra <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:7899:-1:ed-2:v1:en>
- Kilb, B., Lange, B., Schaule, G., Flemming, H.-C. & Wingender, J. (2003). Contamination of drinking water by coliforms from biofilms grown on rubber-coated valves. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 206(6), 563-573. <https://doi.org/https://doi.org/10.1078/1438-4639-00258>
- Killingtveit, Å. & Alfredsen, K. (2016). Virkning av klimaendringer på leveringskapasitet for vannforsyning fra Jonsvatnet og Benna. *IVM Report*.
- Koch, P. (2010). *Water sources* (4th ed. utg.). Denver, Colo.: American Water Works Association.
- Kroiss, H., Rechberger, H. & Egle, L. (2011). Phosphorus in water quality and waste management. I S. Kumar (Red.), *Integrated Waste Management Volume II*. IntechOpen.
- Kuruç, A., Yürekli, K. & Çevik, O. (2005). Performance of two stochastic approaches for forecasting water quality and streamflow data from Yeşilirmak River, Turkey. *Environmental Modelling & Software*, 20(9), 1195-1200. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.11.001>

- Köning, A. (2010). *Modellering av hydrodynamikk og vannkvalitet i Jonsvatnet*. DHI Norway AS. Hentet fra Vikelvdalen Vannbehandlingsanlegg ved Trondheim kommune
- Lebreton, F., Willems, R. J. & Gilmore, M. S. (2014). Enterococcus diversity, origins in nature, and gut colonization.
- Li, D. & Liu, S. (2018). *Water Quality Monitoring and Management: Basis, Technology and Case Studies* Elsevier Science.
- Liu, H. (2015). Comparing Welch's ANOVA, a Kruskal-Wallis test and traditional ANOVA in case of Heterogeneity of Variance.
- M. Livingstone, D. & Lotter, A. (1998). *The relationship between air and water temperatures in lakes of the Swiss Plateau*.
- Mara, D. & Horan, N. J. (2003). *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. San Diego, UNITED KINGDOM: Elsevier Science & Technology.
- Mathai, P. P., Dunn, H. M., Magnone, P., Zhang, Q., Ishii, S., Chun, C. L. & Sadowsky, M. J. (2019). Association between submerged aquatic vegetation and elevated levels of Escherichia coli and potential bacterial pathogens in freshwater lakes. *Science of The Total Environment*, 657, 319-324. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.484>
- Mattilsynet. (2018a). *Temaveileder: Drikkevannshensyn i kommunalt, regionalt og statlig planarbeid*. Hentet fra [https://www.mattilsynet.no/mat\\_og\\_vann/vann/vannforsyningsssystem/temaveileder\\_drikkevannshensyn\\_i\\_kommunalt\\_regionalt\\_og\\_statlig\\_planarbeid.31459/binary/Temaveileder:%20Drikkevannshensyn%20i%20kommunalt%20regionalt%20og%20statlig%20planarbeid](https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/vann/vannforsyningsssystem/temaveileder_drikkevannshensyn_i_kommunalt_regionalt_og_statlig_planarbeid.31459/binary/Temaveileder:%20Drikkevannshensyn%20i%20kommunalt%20regionalt%20og%20statlig%20planarbeid)
- Mattilsynet. (2018b). *Veileder til drikkevannsforskriften* Hentet fra [https://www.mattilsynet.no/pdf/veileder\\_til\\_drikkevannsforskriften.26628/binary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften](https://www.mattilsynet.no/pdf/veileder_til_drikkevannsforskriften.26628/binary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften)
- Mesquita, S. & Noble, R. T. (2013). Recent Developments in Monitoring of Microbiological Indicators of Water Quality Across a Range of Water Types. I R. Wurbs (Red.), *Water Resources Planning, Development and Management*. IntechOpen.
- Meteorologisk institutt. (2019). eKlima. Hentet 01.03.19 fra <http://eklima.met.no>
- Mophapatra, P. K. (2008). *Textbook of Environmental Microbiology* I.K International Publishing House.
- Morrill, J. C., Bales, R. C. & Conklin, M. H. (2005). Estimating stream temperature from air temperature: implications for future water quality. *Journal of Environmental Engineering*, 131(1), 139-146.
- Mukaka, M. M. (2012). Statistics corner: A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. *Malawi medical journal : the journal of Medical Association of Malawi*, 24(3), 69-71. Hentet fra <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23638278>
- <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/PMC3576830/>
- Norges vassdrags. og energidirektorat. (2015). *NEVINA (Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse Lavvannsvetøy Brukerveiledning*. Hentet fra [http://nevina.nve.no/help/Brukerveiledning\\_NEVINA.pdf](http://nevina.nve.no/help/Brukerveiledning_NEVINA.pdf)
- Norsk Vann. (2019). Overløp. Hentet 10.05.19 fra <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1620&displayformat=dictionary>
- North Carolina Department of Environmental Quality. (2008). *Supplemental guide to North Carolina's basinwide planning 2.ed*. Hentet fra <https://files.nc.gov/ncdeq/Water%20Quality/Planning/BPU/BPU/Supplemental%20Guide/Supplemental%20Guide%202008.pdf>

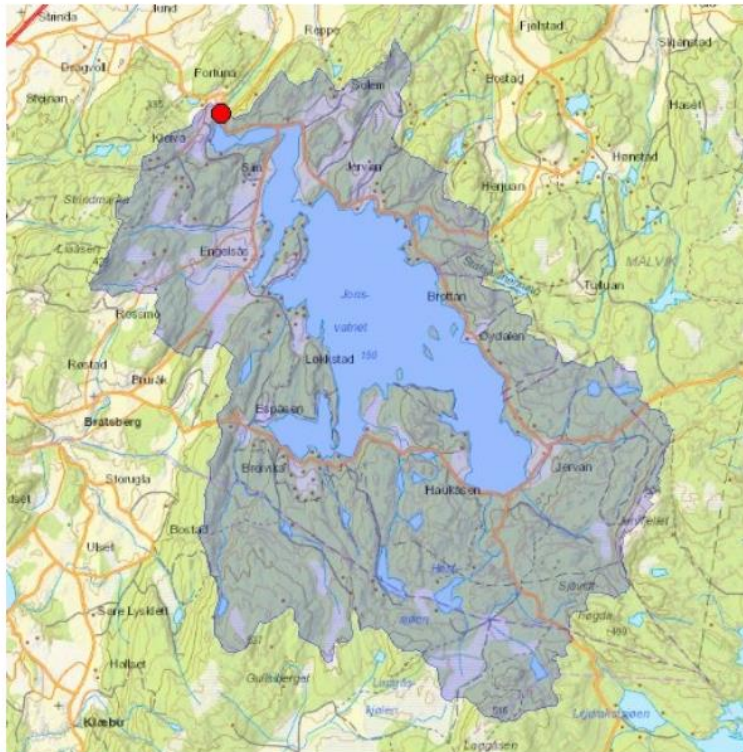


- Nøst, T. (2018). *Vannovervåkning i Trondheim 2017 Resultater og vurderinger*. Miljøenheten. Hentet fra <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/miljoenheten/naturforvaltning/vannovervaking---rapporter/vannovervaking-i-trondheim-2017---resultater-og-vurderinger---trondheim-kommune.pdf>
- Odonkor, S. (2013). *E coli as an indicator of bacteriological quality of water: An overview*.
- Paruch, A., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2016). Kildesporing av fekal vannforurensing i tilløpsbekkene til Jonsvannet.
- Paruch, A., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2017). *Kildesporing av fekal vannforurensing med molekylærbiologiske metoder – Eksempler på undersøkelser i Norge* (NIBIO Rapport). Hentet fra [https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/2441094/NIBIO\\_RAPPORT\\_2017\\_3\\_66.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/2441094/NIBIO_RAPPORT_2017_3_66.pdf?sequence=2&isAllowed=y)
- Paruch, A. M. & Mæhlum, T. (2011). Fekale indikatorbakterier. *Kommunalteknikk nr. 9-2011, nr. 9/2011*(Issue). Hentet fra <http://bioweb07.bioforsk.no/Artikler/Fekale%20indikatorbakterier.pdf>
- 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.026>
- Payment, P. & Franco, E. (1993). *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl Environ Microbiol*, 59(8), 2418-2424. Hentet fra <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8368831>
- <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/PMC182300/>
- Potter, K., Hagen, H., Kerren, A. & Dannenmann, P. (2006). Methods for presenting statistical information: The box plot. *Visualization of large and unstructured data sets*, 4, 97-106.
- Rakosy A. W. (2018). Coliform bacteria. I *Encyclopedia Britannica*. Hentet 06.02.19 fra <https://academic.eb.com/levels/collegiate/article/coliform-bacteria/24747>
- Ratnayaka, D. D., Brandt, M. J. & Johnson, K. M. (2009). CHAPTER 3 - Hydrology and Surface Supplies. I D. D. Ratnayaka, M. J. Brandt & K. M. Johnson (Red.), *Water Supply (Sixth Edition)* (s. 63-107). Boston: Butterworth-Heinemann.
- Ritter, J. A. (2009). *Water Quality*. Denver, UNITED STATES: American Water Works Association.
- Rostami, S., He, J. & Hassan, Q. (2018). *Riverine Water Quality Response to Precipitation and Its Change*.
- Santiago-Rodriguez, T. M., Kinzelman, J. & Toranos, G. (2016). Current and Developing Methods for the Detection of Microbial Indicators in Environmental Freshwaters and Drinking Waters. I M. V. Yates, C. H. Nakatsu, R. V. Miller & S. D. Pillai (Red.), *Manual of Environmental Microbiology (4th Edition)*. American Society for Microbiology
- Savageau, M. A. (1983). *Escherichia coli* Habitats, Cell Types, and Molecular Mechanisms of Gene Control. *The American Naturalist*, 122(6), 732-744. Hentet fra <http://www.jstor.org/stable/2460914>
- Sinton, L. W., Hall, C. H., Lynch, P. A. & Davies-Colley, R. J. (2002). Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Appl Environ Microbiol*, 68(3), 1122-1131. <https://doi.org/10.1128/aem.68.3.1122-1131.2002>
- Sommervold, G. (2019). Møte med Vielvdalen vannbehandlingsanlegg. I A. Sandvik (Red.).
- Staley, C., Dunny, G. M. & Sadowsky, M. J. (2014). Chapter Four - Environmental and Animal-Associated Enterococci. I S. Sariaslani & G. M. Gadd (Red.), *Advances in Applied Microbiology* (bd. 87, s. 147-186). Academic Press.

- Stelma, G. N., Jr. (2018). Use of bacterial spores in monitoring water quality and treatment. *Journal of water and health*, 16(4), 491-500. <https://doi.org/10.2166/wh.2018.013>
- Stevens, M., Ashbolt, N. & Cunliffe, D. (2003). *Review of coliforms: as microbial indicators of drinking water quality*.
- Taylor, R. J. (1997). *Introduction to error analysis, the study of uncertainties in physical measurements* (2. utg.). 648 Broadway, Suite 902, New York: University Science Books.
- Tornevi, A. (2015). *Precipitation, Raw Water Quality, Drinking Water Treatment and Gastrointestinal Illness* Umeå University.
- Trondheim kommune. (2017). *Kommunedelplan for vannforsyning 2017-2028*. Hentet fra <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/kommunalteknikk/hovedplaner/pi15768-komplett.pdf>
- Trondheim kommune. (2019). Jonsvatnet. Hentet 28.03.19 fra <https://www.trondheim.kommune.no/jonsvatnet/>
- Tronhus, A. (2019). E-mail kommunikasjon med Arve Tronhus. I A. Sadnvik (Red.).
- United Nations. (2010). Resolution 64/292. The human right to water and sanitation.
- United Nations World Water Assessment Programme. (2018). *The United Nations Water Development Report 2018: Nature Based Solutions for Water*. Paris, UNESCO.
- Vierheilig, J., Frick, C., Mayer, R. E., Kirschner, A. K. T., Reischer, G. H., Derx, J., ... 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. *Appl Environ Microbiol*, 79(16), 5089-5092. <https://doi.org/10.1128/AEM.01396-13>
- Vigen, T. (2019). Spurious correlations. Hentet 10.04.19 fra <http://tylervigen.com/spurious-correlations>
- Wahl, E. (2006). *Fekale indikatrakterier for overvåking av drikkevann: Er dagens prinsipp godt nok, eller må vi tenke nytt?* Innlegg presentert ved Fagtreff Vannforeningen 2006. Abstract hentet fra [https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2006\\_30394.pdf](https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2006_30394.pdf)
- Walpole, R. E., Myers, R. H., Myers, S. L. & Ye, K. (2013). *Essentials of Probability and Statistics for Engineers and Scientists* Pearson.
- WHO. (2003). *Assessing Microbial Safety of Drinking Water Improving Approaches and Methods: Improving Approaches and Methods* OECD Publishing.
- Wilcox, R. R. (1987). *New Statistical Procedures for the Social Sciences: Modern Solutions to Basic Problems* L. Erlbaum Associates.
- World Health Organization. (2014). *Preventing diarrhoea through better water, sanitation and hygiene: exposures and impacts in low-and middle-income countries* World Health Organization.
- World Health Organization. (2017). Climate-resilient water safety plans: managing health risks associated with climate variability and change.
- Ødegaard, H. (2012). *Vann-og avløpsteknikk* Norsk Vann.

# Vedlegg A

## Kart og informasjon om Jonsvatnets nedbørfelt 2019



### Lavvannskart

Vassdragsnr.: 123.2B  
Kommune: Trondheim  
Fylke: Trøndelag  
Vassdrag: Vikelva

#### Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	19,3 l/(s*km <sup>2</sup> )
Alminnelig lavvannføring	l/(s*km <sup>2</sup> )
5-persentil (hele året)	l/(s*km <sup>2</sup> )
5-persentil (1/5-30/9)	l/(s*km <sup>2</sup> )
5-persentil (1/10-30/4)	l/(s*km <sup>2</sup> )
Base flow	0,0 l/(s*km <sup>2</sup> )
BFI	

#### Klima

Klimaregion	Midt
Årsnedbør	984 mm
Sommernedbør	416 mm
Vinternedbør	568 mm
Årstemperatur	4,2 °C
Sommertemperatur	10,5 °C
Vintertemperatur	-0,3 °C
Temperatur Juli	12,4 °C
Temperatur August	12,2 °C

#### Feltparametere

Areal (A)	78,8 km <sup>2</sup>
Effektiv sjø (S <sub>eff</sub> )	18,3 %
Elvelengde (E <sub>L</sub> )	17,8 km
Elvegradient (E <sub>G</sub> )	16,6 m/km
Elvegradient <sub>1085</sub> (G <sub>1085</sub> )	11,8 m/km
Feltlengde(F <sub>L</sub> )	13,1 km
H <sub>min</sub>	149 moh.
H <sub>10</sub>	150 moh.
H <sub>20</sub>	154 moh.
H <sub>30</sub>	176 moh.
H <sub>40</sub>	201 moh.
H <sub>50</sub>	228 moh.
H <sub>60</sub>	262 moh.
H <sub>70</sub>	293 moh.
H <sub>80</sub>	323 moh.
H <sub>90</sub>	365 moh.
H <sub>max</sub>	530 moh.
Bre	0,0 %
Dyrket mark	5,8 %
Myr	8,1 %
Sjø	19,6 %
Skog	65,2 %
Snau fjell	0,0 %
Urban	0,0 %

1) Verdien er editert



Norges  
vassdrags- og  
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

01.07.2019 14:18:56 © nevina.nve.no

# Vedlegg B

## Deskriptive data for alle målepunkter

Tabell I: Utvalg for Sagelva for *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB) og termotolerante koliforme bakterier (TKB) og sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia (SFT)

År	N	Sagelva 1				Sagelva 2			
		<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	IE	KB	TKB	SFT
1999	N	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	N	0	0	0	0	0	0	0	0
2001	N	0	1	0	0	0	0	0	0
2002	N	0	0	0	0	0	0	0	0
2003	N	11	23	11	18	17	18	18	18
2004	N	20	23	20	23	23	23	23	22
2005	N	30	30	30	30	30	30	30	30
2006	N	25	25	25	25	25	25	25	25
2007	N	36	36	35	35	28	35	35	0
2008	N	42	42	42	42	41	42	42	42
2009	N	0	35	0	35	0	0	35	0
2010	N	0	26	0	26	0	0	26	0
2011	N	0	40	0	42	0	0	42	0
2012	N	0	34	0	33	0	0	33	0
2013	N	0	35	0	35	0	0	35	0
2014	N	0	36	0	37	0	0	37	0
2015	N	0	27	0	27	0	0	27	0
2016	N	0	39	0	39	0	0	40	0
2017	N	0	32	0	32	0	0	33	0
2018	N	0	35	0	35	0	0	36	0
Totalt		164	519	163	514	164	173	517	137

Tabell II: Utvalg for Jervbekken for, *E. coli*, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB) og termotolerante koliforme bakterier (TKB), sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia (SFT) og *C. perfringens*

År	Jervbekken 1, JB1						Jervbekken 2, JB2					
	<i>E. coli</i>	IE	KB	TKB	SFT	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	IE	KB	TKB	SFT	
1999	N	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
2000	N	0	12	0	12	10	0	0	11	0	11	10
2001	N	1	21	0	24	23	0	1	17	0	18	17
2002	N	22	22	22	22	21	0	22	22	22	22	22
2003	N	23	24	23	24	24	5	22	22	22	23	23
2004	N	23	23	23	23	22	20	23	23	23	23	22
2005	N	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
2006	N	21	21	21	21	21	21	21	21	21	20	21
2007	N	36	29	36	36	0	35	35	29	35	35	0
2008	N	43	41	43	43	43	41	41	40	41	41	41
2009	N	35	0	0	35	0	0	35	0	0	35	0
2010	N	26	0	0	26	0	0	26	0	0	26	0
2011	N	45	0	0	45	0	0	32	0	0	32	0
2012	N	34	0	0	34	0	0	33	0	0	33	0
2013	N	35	0	0	35	0	0	34	0	0	34	0
2014	N	36	0	0	36	0	0	35	0	0	35	0
2015	N	27	0	0	27	0	0	27	0	0	27	0
2016	N	40	0	0	41	0	0	40	0	0	41	0
2017	N	32	0	0	33	0	0	32	0	0	33	0
2018	N	35	0	0	35	0	0	35	0	0	35	0
Totalt		544	224	198	583	194	194	524	215	194	554	186

Tabell III: Utvalg for Valsetbekken for *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB) og termotolerante koliforme bakterier (TKB) og sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia (SFT)

År	Valsetbekken 1						Valsetbekken 2						Valsetbekken 3	
	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	IE	KB	TKB	SFT	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	IE	KB	TKB	SFT	<i>E. coli</i>	TKB
1999	N	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	N	0	0	12	0	12	10	0	0	11	0	11	10	0
2001	N	0	0	21	0	23	22	0	0	20	0	22	22	0
2002	N	0	22	22	22	22	21	0	22	22	22	14	21	0
2003	N	7	22	22	22	23	23	8	22	23	22	12	23	0
2004	N	20	23	23	23	23	22	20	23	23	23	23	20	0
2005	N	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	0
2006	N	21	21	21	21	20	20	21	21	21	21	21	20	0
2007	N	36	36	29	36	36	0	36	36	29	36	36	0	0
2008	N	43	43	42	43	43	43	43	43	42	43	43	43	42
2009	N	0	35	0	0	35	0	0	35	0	0	35	0	36
2010	N	0	26	0	0	26	0	0	26	0	0	26	0	26
2011	N	0	44	0	0	44	0	0	44	0	0	44	0	38
2012	N	0	34	0	0	34	0	0	34	0	0	34	0	34
2013	N	0	35	0	0	35	0	0	35	0	0	35	0	35
2014	N	0	37	0	0	37	0	0	37	0	0	37	0	36
2015	N	0	27	0	0	27	0	0	27	0	0	27	0	27
2016	N	0	40	0	0	41	0	0	40	0	0	41	0	40
2017	N	0	32	0	0	33	0	0	32	0	0	33	0	32
2018	N	0	35	0	0	35	0	0	35	0	0	35	0	35
Totalt		157	542	223	197	191	580	158	542	221	197	189	559	381

Tabell IV: Utvalg for Lykkjebekken for termotolerante koliforme bakterier (TKB)

Lykkjebekken		
År	N	TKB
1999	N	51
2000	N	49
2001	N	51
2002	N	49
2003	N	49
2004	N	50
2005	N	37
2006	N	50
2007	N	50
2008	N	48
2009	N	51
2010	N	49
2011	N	45
2012	N	36
2013	N	27
2014	N	50
2015	N	51
2016	N	48
2017	N	48
2018	N	42
Totalt		931

Tabell V: Utvalg for Kilvatn for karbon, *C. perfringens*, *E. coli*, fargetall, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C, totalt nitrogen, fosfor og temperatur.

Kilvatn 5 m dybde											
År	Karbon	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Fargetall	IE	KB	Kimtall 22°C	Nitrogen	Fosfor	TEMP	
1999	N	3	0	0	3	3	0	0	3	3	3
2000	N	2	0	0	2	2	0	1	2	2	2
2001	N	4	0	0	4	4	0	4	4	4	4
2002	N	4	0	0	4	4	0	4	4	4	4
2003	N	4	0	0	4	4	0	4	4	4	4
2004	N	4	3	3	4	4	3	3	4	4	4
2005	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2006	N	4	3	3	4	3	3	3	4	4	4
2007	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2008	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2009	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2010	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2011	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2012	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2013	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2014	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2015	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2016	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2017	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
2018	N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0
Totalt		77	58	58	77	76	58	71	77	77	45



Tabell VI: Utvalg for Litjvatnet for karbon, *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C, totalt nitrogen, fosfor og temperatur (Temp), termotolerante koliforme bakterier (TKB) og turbiditet (Turb).

År	Karbon	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	IE	KB	Kimtall 22°C	Nitrogen	Fosfor	Temp)	TKB	Turb
1999	N 3	0	0	3	0	0	3	3	3	3	3
2000	N 2	0	0	2	0	1	2	2	2	2	2
2001	N 4	0	0	4	0	4	4	4	4	4	4
2002	N 6	0	0	7	0	7	6	6	7	7	6
2003	N 8	0	0	8	0	8	8	8	8	8	8
2004	N 8	6	6	7	6	7	8	8	8	1	8
2005	N 8	7	7	7	7	7	8	8	8	0	8
2006	N 8	7	7	7	7	7	8	8	8	0	8
2007	N 7	12	12	12	12	12	7	7	7	0	7
2008	N 7	11	11	11	11	11	7	7	7	0	7
2009	N 7	10	10	10	10	10	7	7	7	0	7
2010	N 8	12	12	12	12	12	8	8	8	0	8
2011	N 8	12	12	12	12	12	8	8	0	0	8
2012	N 8	12	12	12	12	12	8	8	2	0	8
2013	N 11	13	13	13	13	13	11	11	3	0	11
2014	N 8	10	10	10	10	10	8	8	2	0	8
2015	N 8	10	10	10	10	10	8	8	0	0	8
2016	N 9	12	12	12	12	12	9	9	0	0	9
2017	N 10	11	11	11	11	11	10	10	0	0	10
2018	N 7	10	10	10	10	10	7	7	0	0	7
<b>Totalt</b>	<b>145</b>	<b>155</b>	<b>155</b>	<b>180</b>	<b>155</b>	<b>176</b>	<b>145</b>	<b>145</b>	<b>84</b>	<b>25</b>	<b>145</b>

Tabell VII: Utvalg for Osen for karbon, *C. perfringens*, *E. coli*, fargetall, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C, totalt nitrogen, fosfor og temperatur (Temp), termotolerante koliforme bakterier (TKB) og turbiditet (Turb)

År	Karbon	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Fargetall	IE	KB	Kimtall 22°C	Nitrogen	Fosfor	TEMP	TKB	TURB
1999	N 4	0	0	4	3	0	0	4	4	4	4	4
2000	N 4	0	0	4	4	0	1	4	4	4	4	4
2001	N 4	0	0	4	3	0	4	4	4	4	4	4
2002	N 4	0	0	4	4	0	4	4	4	4	4	4
2003	N 4	0	0	4	4	0	4	4	4	4	4	4
2004	N 4	2	2	4	3	2	3	4	4	4	1	4
2005	N 4	3	3	4	3	3	3	4	4	4	0	4
2006	N 4	3	3	4	3	3	3	4	4	4	0	4
2007	N 4	5	5	4	5	5	5	4	4	4	0	4
2008	N 4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	0	4
2009	N 4	3	3	4	3	3	3	4	4	4	0	4
2010	N 3	4	4	3	4	4	4	3	3	3	0	3
2011	N 3	4	4	3	4	4	4	3	3	0	0	3
2012	N 3	4	4	3	4	4	4	3	3	0	0	3
2013	N 2	3	3	2	3	3	3	2	2	0	0	2
2014	N 2	4	4	2	4	4	4	2	2	0	0	2
2015	N 3	4	4	3	4	4	4	3	3	0	0	3
2016	N 0	4	4	0	4	4	4	0	0	0	0	0
2017	N 1	4	4	1	4	4	4	1	1	0	0	1
2018	N 2	3	3	2	3	3	3	2	2	0	0	2
Totalt	63	54	54	63	73	54	67	63	63	47	21	63

Tabell VIII: Utvalg for Storvatn for karbon, *C. perfringens*, *E. coli*, fargetall, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C, totalt nitrogen, fosfor, termotolerante koliforme bakterier (TKB) og turbiditet (Turb).

År	Karbon	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Fargetall	IE	KB	Kimtall 22°C	Nitrogen	Fosfor	TKB	TURB
1999 N	5	0	0	5	5	0	0	5	5	5	4
2000 N	5	0	0	5	5	0	3	5	5	5	5
2001 N	6	0	0	6	6	0	6	6	6	6	6
2002 N	6	0	0	6	10	0	10	6	6	13	6
2003 N	8	0	0	8	8	0	8	8	8	8	8
2004 N	8	8	8	8	8	8	7	8	8	0	8
2005 N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0	7
2006 N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	0	8
2007 N	7	12	12	7	12	12	12	7	7	0	7
2008 N	6	11	11	6	11	11	9	6	6	0	6
2009 N	4	12	12	4	12	12	12	4	4	0	4
2010 N	8	12	12	8	12	12	12	8	8	0	8
2011 N	8	12	12	8	12	12	12	8	8	0	8
2012 N	8	12	12	8	12	12	12	8	8	0	8
2013 N	8	13	13	8	13	13	13	8	8	0	8
2014 N	7	11	11	7	11	11	11	7	7	0	7
2015 N	6	10	10	6	10	10	10	6	6	0	6
2016 N	8	11	11	8	11	11	11	8	8	0	8
2017 N	5	10	10	5	10	10	10	5	5	0	5
2018 N	4	9	9	4	9	9	9	4	4	0	4
<b>Totalt</b>	<b>132</b>	<b>158</b>	<b>158</b>	<b>132</b>	<b>192</b>	<b>158</b>	<b>182</b>	<b>132</b>	<b>132</b>	<b>37</b>	<b>131</b>

Tabell IX: Utvalg for Valen for *C. perfringens*, *E. coli*, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C og termotolerante koliforme bakterier (TKB)

Valen 1 m dybde							
År		<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	IE	KB	Kimtall 22°C	TKB
1999	N	0	0	0	0	0	0
2000	N	0	0	0	0	0	0
2001	N	0	0	4	0	4	4
2002	N	0	0	9	0	9	9
2003	N	0	0	7	0	8	8
2004	N	8	8	8	8	7	0
2005	N	7	7	7	7	7	0
2006	N	7	7	7	7	7	0
2007	N	12	12	12	12	12	0
2008	N	10	10	10	10	10	0
2009	N	12	12	12	12	12	0
2010	N	12	12	12	12	12	0
2011	N	12	12	12	12	12	0
2012	N	12	12	12	12	12	0
2013	N	13	13	13	13	13	0
2014	N	11	11	11	11	11	0
2015	N	9	9	9	9	9	0
2016	N	12	12	12	12	12	0
2017	N	10	10	10	10	10	0
2018	N	0	0	0	0	0	0
Totall		147	147	167	147	167	21

Tabell X: Utvalg for Storvatn Elgenes for karbon, *C. perfringens*, *E. coli*, fargetall, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C, totalt nitrogen, fosfor og turbiditet (Turb).

År	Karbon	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Fargetall	IE	KB	Kimtall 22°C	Nitrogen	Fosfor	Turb
1999	N 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	N 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2001	N 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	N 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2003	N 0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004	N 2	7	7	2	7	7	6	2	2	2
2005	N 7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
2006	N 7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
2007	N 7	8	8	7	8	8	8	7	7	7
2008	N 6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
2009	N 8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
2010	N 8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
2011	N 8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
2012	N 8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
2013	N 8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
2014	N 3	8	8	3	8	8	8	3	3	3
2015	N 3	8	8	3	8	8	8	3	3	3
2016	N 3	7	7	3	7	7	7	3	3	3
2017	N 4	7	7	4	7	7	7	4	4	4
2018	N 4	7	7	4	7	7	7	4	4	4
<b>Totalt</b>	<b>86</b>	<b>112</b>	<b>112</b>	<b>86</b>	<b>112</b>	<b>112</b>	<b>111</b>	<b>86</b>	<b>86</b>	<b>86</b>

Tabell XI: Utvalg for Jervan tunnel for karbon, *C. perfringens*, *E. coli*, fargetall, intestinale enterokokker (IE), koliforme (KB), kimtall ved 22 °C, termotolerante koliforme bakterier (TKB), turbiditet (Turb) og vanntemperatur.

År	Jervan tunnel ved Vikelvdalen vannbehandlingsanlegg									Jervan tunnel ved Jonsvatnet
	Karbon	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	Fargetall	IE	KB	Kimtall 22°C	TKB	TURB	Vanntemperatur
1999 N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	340
2000 N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	343
2001 N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	319
2002 N	0	0	34	35	35	34	35	35	35	298
2003 N	9	16	51	51	50	51	52	51	51	189
2004 N	12	51	52	51	52	52	51	52	51	327
2005 N	12	49	49	51	49	49	48	49	51	345
2006 N	12	6	52	52	52	52	52	0	48	365
2007 N	13	13	52	52	51	52	50	0	52	365
2008 N	12	11	53	53	52	53	52	0	53	366
2009 N	13	13	52	52	50	52	51	0	52	365
2010 N	12	11	52	50	51	52	51	0	50	365
2011 N	13	13	53	51	52	53	53	0	51	350
2012 N	12	13	52	52	52	52	52	0	52	366
2013 N	14	13	53	53	52	53	53	0	53	363
2014 N	13	13	52	52	52	52	52	0	52	361
2015 N	13	13	52	52	52	52	51	0	52	364
2016 N	13	12	51	52	51	51	50	0	52	362
2017 N	13	11	52	52	52	52	52	0	52	365
2018 N	14	12	51	52	52	51	51	0	52	365
Totalt	200	270	863	863	857	863	856	187	859	6883

Tabell XII: Utvalg for Voll målestasjon for nedbør og daglig gjennomsnittstemperatur

Voll målestasjon		
År	Nedbør	Daglig gjennomsnittstemperatur
1999	N 303	365
2000	N 335	366
2001	N 0	365
2002	N 365	365
2003	N 364	365
2004	N 354	366
2005	N 358	365
2006	N 364	365
2007	N 365	365
2008	N 366	366
2009	N 365	365
2010	N 365	364
2011	N 365	365
2012	N 366	366
2013	N 365	365
2014	N 365	365
2015	N 365	365
2016	N 366	366
2017	N 365	365
2018	N 365	365
Totalt	6826	7304

# Vedlegg C

## Analysesenterets analysemetoder

Tabell I: Analysemetoder for kjemiske og mikrobiologiske vannkvalitetsparametere, som oppgitt i benyttede laboratorierapporter fra Analysesenteret Trondheim

Vannkvalitetsparametere	Analysemetode
<i>C. perfringens</i> , sporer og vegetative celler	NS-EN ISO 14189
Sporer av sulfittreducerende anaerobe bakterier	ISO 6461-1:1986
<i>E. coli</i>	NS-EN ISO 9308-2
Koliforme bakterier	NS-EN ISO 9308-2
Intestinale enterokokker	NS-EN ISO 7899-2
Kimtall 22 °C	NS-EN ISO 6222:1999
Termotolerante koliforme bakterier	NS 4792:1990
Fargetall	ISO 7887:2011 og ISO 7887:1994
Turbiditet	NS-EN ISO 7027
Totalt nitrogen	Analysesenterets interne metode
Totalt fosfor	Analysesenterets interne metode



# Vedlegg D

## Datatransformasjoner

- Antall bakterier ble delt inn i seks kategorier:

«ikke påvist», «1-9», «10-99», «100-999», «1 000-9 999» og «10 000-99 999».

Enhet er kde/100 ml for alle bakterieprøver med unntak av kimtall ved 22 °C, hvor enhet var kde/ml

- Turbiditet ble delt inn i sju kategorier:

«0,00-0,49», «0,50-0,99», «1,00-1,49», «1,50-1,99», «2,00-2,49», «2,50-2,99» «3,00-3,49»

Enhet er NTU

- Fargetall ble delt inn i 3 kategorier:

«0,00-9,99», «10,00-19,99» og «20-29,99»

Enhet er mg Pt/l

- Vanntemperatur ble delt inn i 6 kategorier:

«0,00-4,99», «5,00-9,99», «10,00-14,99», «15,00-19,99», «20,00-24,99» og «25,00-29,99»

Enhet er °C

- Totalt fosfor ble delt i 4 kategorier:

«0,00-4,99», «5,00-9,99», «10,00-14,99» og «15,00-19,99».

Enhet er µg P/l

- Totalt nitrogen ble delt i tre kategorier:

«0,00-332,99», «333,00-665,99» og «666,00-998,99».

Enhet er µg N/l

- Nedbør ble delt i 14 kategorier

«Ingen nedbør», «>0 - 5», « >5 - 10», « >10 - 15», « > 15 - 20», « > 20 - 25» « < 25 - 30», «>30 - 35», «>35 - 40», «>40-45», «>45-50», «>50 -55», «>55-60» og «>60 - 65».

Enhet er mm/døgn

- Lufttemperatur ble delt i 5 kategorier:

«-20,00 til -10,01», «-10,00 til -0,01», «0,00-9,99», «10,00 - 19,99» og «20,00-29,99»

Enhet er C°.

Temperatur ved Jervan tunnel ble delt i 6 kategorier:

«0-1 °C», «>1 til 2 °C», «>2-3 °C», «>3-4 °C», «>4-5 °C» og «>5-6 °C»

# Vedlegg E

## Formler

### Pearson produkt-moment korrelasjon

Formelen for Pearsons korrelasjonskoeffisient «r» for gruppene x og y er ifølge Taylor (1997, s.221):

$$r = \frac{n(\sum xy) - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{(n \sum x^2 - (\sum x)^2)(n \sum y^2 - (\sum y)^2)}}$$

### Levene's test

Formelen for Levene's test er ifølge (Brown & Forsythe, 1974):

$$F_{Levene} = \frac{\frac{\sum_i n_i (\mu_i - \mu)^2}{k-1}}{\frac{\sum_i \sum_j (u_{ij} - \mu_i)^2}{\sum_i (n_i - 1)}}$$

$F_{Levene} \geq F(\alpha, k-1, n-k)$  indikerer at varians ikke er lik for alle grupper.

F: Snedecors F distribusjon.

$\mu$ : Gjennomsnitt a

v alle målinger.

$\mu_i$ : Gjennomsnitt av gruppe i.

$\mu_{ij}$ : Verdien av måling j i gruppe i. k: Antall grupper og n: Antall målinger.

### ANOVA

Formlene for ANOVA for gruppene  $i = 1, \dots, k$ . er ifølge Walpole et al. (2013, s.359-361 og 443):

Gjennomsnittlig kvadratavvik:

$$MSST = \frac{\sum_{i=1}^k (\sum_{j=1}^n (y_{ij} - \mu)^2)}{k-1}$$

Gjennomsnittlig kvadratavvik mellom

individ og gruppe:

$$MSSE = \frac{\sum_{i=1}^k (\sum_{j=1}^n (y_{ij} - \mu_i)^2)}{k(n-1)}$$

$$\frac{MSST}{MSSE} = F < f\alpha(k-1, n-1)$$

f: Kritisk verdi for F-distribusjon ved  $\alpha$  (signifikans nivå), k (antall grupper) og n (utvalg).

$y_{ij}$ : Verdien av måling j i gruppe i.

$\mu$ : Gjennomsnittsverdi for alle målinger.

$\mu_i$ : Gjennomsnittsverdi for gruppen i.

## Welch's F

Formlene for Welch's F test er ifølge Field (2009a) og Liu (2015):

$$w_i = \frac{n_i}{S_i^2}$$

$$\mu_{welch} = \frac{\sum_{i=1}^k w_i \mu_i}{\sum_{i=1}^k w_i}$$

$$MS_M = \frac{\sum_{i=1}^k w_i (\mu_i - \mu_{welch})^2}{k-1}$$

$$\Lambda = \frac{3 \sum_{i=1}^k \left( \frac{1 - \frac{w_i}{\sum_{i=1}^k w_i} \right)^2}{n_i - 1}}{k^2 - 1}$$

$$F_w = \frac{MS_M}{1 + \frac{2\Lambda(k-2)}{3}}$$

Om  $F_w \geq F(1-\alpha; k-1, 1/\Lambda)$  (Snedecors F distribusjon) er Welch's F test signifikant, og gjennomsnittene for minst to av gruppene er ulike.

$S^2$ : Varians.

$\mu$ : Gjennomsnitt

k: Antall grupper

## Tukey HSD

Formlene for parvis sammenligning av gjennomsnittene til grupper ved Tukey HSD er ifølge Heiman (2014, s.245-246):

$$HSD = q_{(\alpha, k, df)} \sqrt{\frac{MS_{innenfor}}{n}}$$

$HSD < |\mu_i - \mu_j|$  indikerer signifikant forskjell.

$MS_{innenfor}$ : Middelkvadrat innenfor

$s^2$ : Varians.

$\mu_i$ : Gjennomsnitt av gruppe i.

$\mu_j$ : Gjennomsnitt av gruppe j.

q: Kritisk verdi, konstant som baseres på  $\alpha$  (signifikans nivå), k (antall grupper) og df (frihetsgrader innenfor grupper)

## Games-Howell

Formlene for parvis sammenligning av gruppene i og j ved Games-Howell test er ifølge Wilcox (1987, s.184):

$q'(\alpha, k, df') > \frac{|\mu_i - \mu_j|}{SE}$  indikerer signifikant forskjell ved valgt signifikans nivå ( $\alpha$ )

$S^2$ : Varians.

$\mu$ : Gjennomsnitt

$$SE = \sqrt{\frac{1}{2} + \left( \frac{S_i^2}{n_i} + \frac{S_j^2}{n_j} \right)^2}$$

$q'$ : Kritisk verdi, konstant som baseres på  $\alpha$  (signifikans nivå), k (antall grupper) og  $df'$  (modifiserte frihetsgrader)

$$df' = \frac{\left( \frac{S_i^2}{n_i} + \frac{S_j^2}{n_j} \right)^2}{\frac{\left( \frac{S_i^2}{n_i} \right)^2}{n_i - 1} + \frac{\left( \frac{S_j^2}{n_j} \right)^2}{n_j - 1}}$$

# Vedlegg F

**Korrelasjoner mellom alle målepunkter i vannstrømmer samt utvalg**

Tabell I: Pearson korrelasjonskoeffisienter for transformert forekomst av *Escherichia coli*, intestinale enterokokker (IE), sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia (SFT), koliforme (KB), og termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved Jervbekken (JB1, JB2), Sagelva (SE1, SE2) Valsetbekken (VB1, VB2, VB3) og Lykkjebekken (LB). «\*» og «\*\*» indikerer henholdsvis signifikant korrelasjon ved  $p < 0.05$  og  $p < 0.01$  (to-sidig), F indikerer at utvalg er for lite til å med sikkerhet (99 %) påstå at r ikke er 0.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
1 JB1 <i>E. coli</i>	-																												
2 JB1 IE	,552**	-																											
3 JB1 KB	,618**	,576**	-																										
4 JB1 SFT	,413**	,375**	,402**	-																									
5 JB1 TKB	,804**	,569**	,637**	,366**	-																								
6 JB2 <i>E. coli</i>	,321**	,285**	,352**	,331**	,337**	-																							
7 JB2 IE	,261**	,326**	,325**	,242**	,314**	,539**	-																						
8 JB2 KB	,372**	,331**	,409**	,364**	,432**	,611**	,612**	-																					
9 JB2 SFT	,100**	,204**	,208**	,459**	,161**	,377**	,329**	,361**	-																				
10 JB2 TKB	,379**	,268**	,373**	,224**	,405**	,759**	,565**	,649**	,255**	-																			
11 LB TKB	,307**	,179**	,409**	,440**	,360**	,390**	,514**	,548**	,268**	,509**	-																		
12 SE1 <i>E. coli</i>	,363**	,369**	,425**	,403**	,360**	,346**	,403**	,436**	,367**	,413**	,502**	-																	
13 SE2 <i>E. coli</i>	,332**	,332**	,408**	,376**	,367**	,415**	,507**	,501**	,391**	,532**	,528**	,654**	-																
14 SE2 IE	,375**	,379**	,406**	,411**	,392**	,378**	,562**	,448**	,334**	,439**	,533**	,559**	,568**	-															
15 SE2 KB	,363**	,341**	,468**	,391**	,445**	,521**	,464**	,641**	,310**	,585**	,575**	,581**	,720**	,592**	-														
16 SE2 SFT	,085**	,053**	,156**	,264**	,019**	,114**	,124**	,140**	,098**	,130**	,495**	,276**	,269**	,291**	,355**	-													
17 SE2 TKB	,405**	,361**	,420**	,392**	,445**	,434**	,520**	,535**	,364**	,565**	,570**	,635**	,821**	,566**	,693**	,280**	-												
18 VB1 <i>E. coli</i>	,461**	,511**	,523**	,485**	,494**	,441**	,411**	,494**	,259**	,487**	,548**	,492**	,493**	,645**	,606**	,402**	,535**	-											
19 VB1 IE	,452**	,414**	,500**	,353**	,439**	,398**	,381**	,431**	,167**	,357**	,474**	,472**	,511**	,640**	,522**	,279**	,506**	,731**	-										
20 VB1 KB	,475**	,457**	,554**	,399**	,498**	,456**	,434**	,570**	,334**	,478**	,464**	,535**	,587**	,589**	,612**	,283**	,579**	,767**	,703**	-									
21 VB1 SFT	,321**	,255**	,276**	,500**	,315**	,156**	,044**	-,003**	,215**	,096**	,128**	,287**	,321**	,288**	,281**	,276**	,350**	,444**	,409**	,328**	-								
22 VB1 TKB	,459**	,483**	,556**	,365**	,515**	,436**	,448**	,453**	,200**	,487**	,596**	,484**	,533**	,639**	,572**	,261**	,560**	,842**	,760**	,718**	,343**	-							
23 VB2 <i>E. coli</i>	,391**	,296**	,409**	,330**	,393**	,453**	,442**	,557**	,343**	,512**	,517**	,510**	,530**	,590**	,631**	,339**	,552**	,656**	,475**	,576**	,161**	,623**	-						
24 VB2 IE	,391**	,376**	,393**	,247**	,365**	,460**	,487**	,494**	,157**	,443**	,634**	,498**	,588**	,644**	,599**	,384**	,620**	,589**	,586**	,573**	,239**	,576**	,662**	-					
25 VB2 KB	,403**	,370**	,458**	,329**	,398**	,565**	,449**	,605**	,302**	,577**	,643**	,487**	,578**	,557**	,668**	,319**	,571**	,598**	,469**	,631**	,188**	,546**	,773**	,642**	-				
26 VB2 SFT	,150**	,085**	,142**	,218**	,098**	,250**	,192**	,221**	,159**	,185**	,323**	,217**	,242**	,213**	,284**	,327**	,280**	,275**	,261**	,220**	,312**	,241**	,357**	,364**	,379**	-			
27 VB2 TKB	,405**	,292**	,443**	,248**	,426**	,460**	,397**	,601**	,237**	,535**	,553**	,519**	,572**	,564**	,642**	,329**	,609**	,672**	,516**	,615**	,191**	,666**	,834**	,677**	,798**	,398**	-		
28 <i>E. coli</i>	,381**	,272**	,338**	,309**	,416**	,393**	,431**	,614**	,236**	,465**	,517**	,428**	,445**	,639**	,483**	,398**	,480**	,854**	,766**	,735**	,324**	,818**	,699**	,546**	,561**	,342**	,689**	-	
29 VB3 TKB	,432**	,386**	,545**	,418**	,478**	,429**	,673**	,681**	,229**	,520**	,590**	,438**	,504**	,630**	,506**	,275**	,554**	,806**	,805**	,779**	,340**	,858**	,659**	,558**	,608**	,331**	,693**	,834**	

Tabell II: Utvalg for Vedlegg C tabell I

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
1 JB1 <i>E. coli</i>	544																												
2 JB1 IE	189	224																											
3 JB1 KB	198	189	198																										
4 JB1 SFT	160	190	160	194																									
5 JB1 TKB	544	224	198	194	583																								
6 JB2 <i>E. coli</i>	521	186	194	157	521	524																							
7 JB2 IE	186	214	186	183	215	186	215																						
8 JB2 KB	194	186	194	157	194	194	186	194																					
9 JB2 SFT	158	184	158	185	186	158	184	158	186																				
10 JB2 TKB	520	214	193	184	551	523	214	193	185	554																			
11 LB TKB	361	77	86	55	364	347	76	83	52	349	931																		
12 SE1 <i>E. coli</i>	512	165	174	137	512	497	163	171	135	496	357	519																	
13 SE2 <i>E. coli</i>	505	158	167	131	505	491	156	164	129	490	361	508	514																
14 SE2 IE	158	157	158	129	158	156	156	156	127	155	79	163	164	164															
15 SE2 KB	167	158	167	131	167	164	156	164	129	163	87	172	173	164	173														
16 SE2 SFT	131	129	131	131	131	129	127	129	129	128	56	136	137	135	137	137													
17 SE2 TKB	505	158	167	131	507	491	156	164	129	492	363	508	514	164	173	137	517												
18 VB1 <i>E. coli</i>	537	186	195	157	537	520	184	192	156	519	364	509	508	159	168	132	508	542											
19 VB1 IE	186	220	186	187	221	184	213	184	182	212	80	164	159	159	159	130	159	188	223										
20 VB1 KB	195	186	195	157	195	192	184	192	156	191	88	173	168	159	168	132	168	197	188	197									
21 VB1 SFT	156	185	156	189	189	154	179	154	181	181	57	135	131	129	131	131	131	158	187	158	191								
22 VB1 TKB	536	220	194	190	575	519	212	191	183	550	367	508	507	158	167	131	509	541	222	196	191	580							
23 VB2 <i>E. coli</i>	537	186	195	157	537	520	184	192	156	519	364	510	508	159	168	132	508	541	188	197	158	540	542						
24 VB2 IE	187	218	187	187	219	185	213	185	183	213	80	165	160	159	160	131	160	189	220	189	187	220	189	221					
25 VB2 KB	195	186	195	157	195	192	184	192	156	191	88	173	168	159	168	132	168	197	188	197	158	196	197	189	197				
26 VB2 SFT	154	183	154	187	187	152	178	152	180	180	57	133	129	127	129	129	129	156	185	156	188	189	156	186	156	189			
27 VB2 TKB	519	199	177	171	554	502	194	174	165	531	366	500	503	154	163	127	505	523	201	179	171	557	524	202	179	170	559		
28 <i>E. coli</i>	376	39	41	41	376	367	38	39	39	367	310	374	377	40	41	41	377	380	41	42	42	380	380	41	42	42	380	381	
29 VB3 TKB	376	39	41	41	378	367	38	39	39	369	312	374	377	40	41	41	379	380	41	42	42	382	380	41	42	42	382	381	383

Tabell III: Utvalg for kapittel 4.1.1 Tabell 4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1 VB1 <i>C. perfringens</i>	157																	
2 VB1 <i>E. coli</i>	157	542																
3 VB1 IE	148	188	223															
4 VB1 KB	157	197	188	197														
5 VB1 SFT	120	158	187	158	191													
6 VB1 TKB	156	541	222	196	191	580												
7 SE2 <i>C. perfringens</i>	155	159	150	159	123	158	163											
8 SE2 <i>E. coli</i>	155	508	159	168	131	507	163	514										
9 SE2 IE	146	159	159	159	129	158	154	164	164									
10 SE2 KB	155	168	159	168	131	167	163	173	164	173								
11 SE2 SFT	120	132	130	132	131	131	128	137	135	137	137							
12 SE2 TKB	155	508	159	168	131	509	163	514	164	173	137	517						
13 LB TKB	87	364	80	88	57	367	87	361	79	87	56	363	931					
14 JB1 <i>E. coli</i>	155	537	186	195	156	536	157	505	158	167	131	505	361	544				
15 JB1 IE	146	186	220	186	185	220	148	158	157	158	129	158	77	189	224			
16 JB1 KB	155	195	186	195	156	194	157	167	158	167	131	167	86	198	189	198		
17 J1 SFT	119	157	187	157	189	190	122	131	129	131	131	131	55	160	190	160	194	
18 JB1 TKB	155	537	221	195	189	575	157	505	158	167	131	507	364	544	224	198	194	584

# Vedlegg G

## Utvalg og resultater fra Tukey-HSD og Games-Howell tester

Tabell I: Tukey HSD og Games-Howell post hoc testing av forekomst av intestinale enterokokker, koliforme bakterier, sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia og termotolerante koliforme bakterier ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.01$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredstilte krav om minst 30 prøver.

Lokasjon	Intestinale enterokokker Tukey HSD		Koliforme bakterier Tukey HSD		Sporer av sulfittreduserende anaerobe Clostridia Tukey HSD		Termotolerante koliforme bakterier, Games-Howell	
	Gj.snitt± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
Sagelva 2	0.94±0.83 <sup>a</sup>	164	2.44±0.68 <sup>a</sup>	173	0,66±0,61 <sup>a</sup>	137	1,44±0,93 <sup>a</sup>	517
Gjennomsnittlig nivå (kde/100 ml)	1 til 9		100 til 1000		1 til 9		1 til 9	
Jervbekken 1	2.06±0.84 <sup>b</sup>	162	3.42±0.71 <sup>c</sup>	171	2,06±0,56 <sup>b</sup>	134	1,90±0,85 <sup>c</sup>	518
Gjennomsnittlig nivå (kde/100 ml)	100 til 1000		1 000 til 9 999		100 til 1000		100 til 1000	
Valsetbekken 1	1.8±0.94 <sup>b</sup>	161	2.93±0.84 <sup>b</sup>	170	1,83±0,65 <sup>c</sup>	132	1,69±0,98 <sup>b</sup>	516
Gjennomsnittlig nivå (kde/100 ml)	100 til 1000		1 000 til 9 999		100 til 1000		100 til 1000	
Lykkjebekken	*		*		*		1.74±1.06 <sup>b</sup>	931
Gjennomsnittlig nivå (kde/100 ml)							100 til 1000	



Tabell II: Tukey eller Games-Howell sammenligning av vannkvalitet målt ved forekomst av *E. coli* og termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved Sagelva 2, Jervbekken 1 og Valsetbekken 1 og Lykkjebekken for periodene 1999-2003, 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.01$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredsstilte krav om minst 30 prøver.

Periode	Jervbekken 1 <i>E. coli</i> , Tukey HSD		Jervbekken 1 TKB, Games- Howell		Lykkjebekken TKB, Tukey HSD		Valsetbekken 1 <i>E. coli</i> Tukey HSD	
	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
1999-2003	2.11±0.88 <sup>a</sup>	46	1.94±0.87 <sup>a,b</sup>	83	1,98±1,08 <sup>a</sup>	249	2,14±0,85 <sup>a</sup>	44
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999		100 til 999		100 til 999		100 til 999	
2004-2008	1.99±0.87 <sup>a,b</sup>	153	2.13±0.93 <sup>b</sup>	153	1,91±1,03 <sup>a</sup>	235	1,76±1,09 <sup>b</sup>	153
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999		100 til 999		100 til 999		100 til 999	
2009-2013	1.86±0.75 <sup>a,b</sup>	175	1.88±0.83 <sup>a,b</sup>	175	1,45±1,02 <sup>b</sup>	208	1,71±1,05 <sup>b</sup>	174
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999		100 til 999		10 til 99		100 til 999	
2014-2019	1.78±0.77 <sup>b</sup>	170	1.72±0.74 <sup>a</sup>	172	1,6±1,03 <sup>b</sup>	239	1,49±0,89 <sup>b</sup>	171
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999		100 til 999		100 til 999		10 til 99	

Periode	Valsetbekken 1 TKB, Tukey HSD		Sagelva 2 <i>E. coli</i> , Games- Howell	
	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt± SD	N
1999-2003	2.14±0.86 <sup>a</sup>	81	*	
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999			
2004-2008	1.92±1.06 <sup>a,b</sup>	152	1,66±0,92 <sup>a</sup>	155
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999		100 til 999	
2009-2013	1.64±0.97 <sup>b,c</sup>	174	1,36±0,88 <sup>b</sup>	171
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999		10 til 99	
2014-2019	1.47±0.88 <sup>c</sup>	173	1,54±0,98 <sup>a,b</sup>	170
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99		100 til 999	

Tabell III: Tukey eller Games-Howell sammenligning av vannkvalitet målt ved forekomst av *E. coli*, intestinale enterokokker, totalt fosfor og turbiditet ved Storvatn 5 m dybde for periodene 1999-2003, 2004-2008, 2009-2013 og 2014-2018. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredsstilte krav om minst 30 prøver.

Periode	Storvatn 5 m <i>E. coli</i> Tukey HSD		Storvatn 5 m Intestinale enterokokker, Games-Howell		Storvatn 5 m Totalt fosfor Games-Howell		Storvatn 5 m Turbiditet Games-Howell	
	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
1999-2003	*		0.53±0.86 <sup>a</sup>	34	1.40±0.56 <sup>a</sup>	30	1.31±0.54 <sup>a</sup>	30
Gjennomsnittlig nivå			1 til 9 kde/100ml		0.00 til 0.49 NTU		0.00-4.99 P/L	
2004-2008	0.57±0.50 <sup>a</sup>	46	0.24±0.43 <sup>b</sup>	46	1.06±0.33 <sup>b</sup>	36	1.11±0.32 <sup>a,b</sup>	36
Gjennomsnittlig nivå	1 til 9 kde/100ml		0 kde /100ml		0.00 til 0.49 NTU		0.00-4.99 P/L	
2009-2013	0.39±0.49 <sup>a,b</sup>	61	0.16±0.37 <sup>b</sup>	61	1.14±0.42 <sup>b</sup>	36	1.08±0.28 <sup>b</sup>	36
Gjennomsnittlig nivå	0 kde/100ml		0 kde/100ml		0.00 til 0.49 NTU		0.00-4.99 P/L	
2014-2019	0.33±0.48 <sup>b</sup>	51	0.20±0.40 <sup>b</sup>	51	1.03±0.18 <sup>b</sup>	30	1.03±0.18 <sup>b</sup>	30
Gjennomsnittlig nivå	0 kde/100ml		0 kde/100ml		0.00 til 0.49 NTU		0.00-4.99 P/L	

Tabell IV: Games-Howell post hoc testing av nivå av koliforme bakterier (KB), kimtall ved 22 °C og *E. coli*, samt vanntemperatur, ved Jervan tunnel, for sesongene vår, sommer, høst og vinter. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ .

Sesong	Jervan tunnel KB Games-Howell		Jervan tunnel kimtall 22 °C Games-Howell		Jervan tunnel <i>E. coli</i> Games-Howell		Jervan tunnel vanntemperatur Games-Howell	
	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
Vår	0.22±0.42 <sup>a</sup>	208	1.93±0.38 <sup>a</sup>	206	0.06±0.23 <sup>a,b</sup>	208	2.67±1.03 <sup>a</sup>	1721
Gjennomsnittlig nivå	Ikke påvist		10 til 99 kde/100ml		Ikke påvist		2 til 3 °C	
Sommer	0.29±0.43 <sup>a,b</sup>	225	1.50±0.51 <sup>b</sup>	223	0.02±0.15 <sup>a</sup>	225	4.22±0.52 <sup>c</sup>	1695
Gjennomsnittlig nivå	Ikke påvist		10 til 99 kde/100ml		Ikke påvist		4 til 5 °C	
Høst	0.68±0.62 <sup>c</sup>	222	1.64±0.51 <sup>c</sup>	222	0.07±0.26 <sup>a,b</sup>	222	4.58±0.53 <sup>d</sup>	1690
Gjennomsnittlig nivå	1 til 9 kde/100ml		10 til 99 kde/100ml		Ikke påvist		4 til 5 °C	
Vinter	0.39±0.52 <sup>b</sup>	208	0.92±0.39 <sup>a</sup>	205	0.10±0.31 <sup>b</sup>	208	2.81±0.96 <sup>b</sup>	1678
Gjennomsnittlig nivå	Ikke påvist		1 til 9 kde/100ml		Ikke påvist		2 til 3 °C	

Tabell V: Games-Howell post hoc testing av nivå av *E. coli*, koliforme (KB) og termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved Sagelva 2 for sesongene vår, sommer, høst og vinter. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredstilte krav om minst 30 prøver.

Sesong	Sagelva 2 <i>E. coli</i>		Sagelva 2 KB		Sagelva 2 TKB	
	Games-Howell		Games-Howell		Games-Howell	
	Gj.snitt ± SD	Gj.snitt± SD	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
Vår	0.78±0.77 <sup>a</sup>	98	1.90±0.54 <sup>a</sup>	31	0.62±0.76 <sup>a</sup>	100
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9		1 til 9			
Sommer	2.06±0.78 <sup>c</sup>	202	2.78±0.58 <sup>c</sup>	77	2.03±0.70 <sup>c</sup>	203
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99		10 til 99			
Høst	1.41±0.83 <sup>b</sup>	174	2.38±0.63 <sup>b</sup>	52	1.29±0.84 <sup>b</sup>	174
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9		1 til 9			
Vinter	1.20±0.76 <sup>b</sup>	40	*		1.10±0.71 <sup>b</sup>	40
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9		1 til 9			

Tabell VI: Tukey HSD post hoc testing av nivå av *E. coli*, koliforme (KB) og termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved Jervbekken 1 for sesongene vår, sommer, høst og vinter. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredstilte krav om minst 30 prøver.

Sesong	Jervbekken 1 <i>E. coli</i> Tukey HSD		Jervbekken 1 KB Tukey HSD		Jervbekken 1 TKB Tukey HSD	
	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
Vår	1.44±0.79 <sup>a</sup>	106	2.89±0.69 <sup>a</sup>	38	1,46±0,85 <sup>a</sup>	113
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9		100 til 999		1 til 9	
Sommer	1.59±0.73 <sup>b</sup>	210	3.69±0.62 <sup>c</sup>	85	2,25±0,73 <sup>c</sup>	232
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99		1 000 til 9 999		10 til 99	
Høst	1.89±0.77 <sup>c</sup>	184	3.37±0.69 <sup>b,c</sup>	60	1,85±0,81 <sup>b</sup>	193
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99		100 til 999		10 til 99	
Vinter	1.59±0.81 <sup>a</sup>	44	*		1,51±0,87 <sup>a</sup>	45
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99				10 til 99	

Tabell VII: Tukey HSD og Games-Howell post hoc testing av forekomst av *E. coli*, koliforme (KB) og termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved Valsetbekken 1 for sesongene vår, sommer, høst og vinter. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredstilte krav om minst 30 prøver.

Sesong	Valsetbekken 1 <i>E. coli</i> Games-Howell		Valsetbekken 1 KB Tukey HSD		Valsetbekken 1 TKB Tukey HSD	
	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N	Gj.snitt ± SD	N
Vår	1.02±0.75 <sup>a</sup>	105	2.26±0.83 <sup>a</sup>	38	1,06±0,80 <sup>a</sup>	112
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9		10 til 99		1 til 9	
Sommer	2.22±0.85 <sup>c</sup>	209	3.33±0.68 <sup>c</sup>	84	2,25±0,83 <sup>c</sup>	230
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99		100 til 999		10 til 99	
Høst	1.68±1.00 <sup>b</sup>	183	2.98±0.75 <sup>b,c</sup>	60	1,71±0,91 <sup>b</sup>	192
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99		100 til 999		10 til 99	
Vinter	0.82±0.75 <sup>a</sup>	45	*		0,89±0,77 <sup>a</sup>	46
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9				1 til 9	

Tabell VIII: Tukey HSD post hoc testing av forekomst av termotolerante koliforme bakterier (TKB) ved Lykkjebekken for sesongene vår, sommer, høst og vinter. Forskjellige små bokstaver indikerer signifikant forskjell ved  $p < 0.05$ , og «\*» indikerer at utvalg ikke tilfredsstilte krav om minst 30 prøver.

Sesong	Lykkjebekken	
	TKB Games-Howell	
	Gj.snitt ± SD	N
Vår	1.12±0.81 <sup>a</sup>	223
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9	
Sommer	2.59±0.88 <sup>b</sup>	252
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	100 til 999	
Høst	2.05±0.91 <sup>c</sup>	234
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	10 til 99	
Vinter	1.10±1.06 <sup>a</sup>	222
Gjennomsnittlig nivå (kde/100ml)	1 til 9	