



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS  
AMBIENTALES

# USO DE ÍNDICES DE LIXIVIACIÓN DE PESTICIDAS EN ZONA AGRÍCOLA DE CHILLÁN

Habilitación presentada para optar al título de  
**Ingeniero Ambiental**



**GERMÁN RODRIGO ARAYA VÁSQUEZ**

Profesor guía: Dr. Ricardo Barra  
Profesor co-guía: Dr. Alberto Araneda  
Comisión: Dr. Marco Sandoval

Concepción, Chile  
2021



**“USO DE ÍNDICES DE LIXIVIACIÓN EN ZONA AGRÍCOLA DE CHILLÁN”.**

**PROFESOR GUÍA: RICARDO BARRA RÍOS**

**PROFESOR CO- GUÍA: Dr. ALBERTO ARANEDA CASTILLO**

**PROFESOR COMISIÓN: Dr. MARCO SANDOVAL ESTRADA**

**CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA**



Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima ( En Escala de 5,7 a 7,0)

**Concepción, mayo 2021**

---

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (ANID/FONDAP/15130015) por su beca para el desarrollo de la presente tesis de pregrado.



## ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
ÍNDICE DE FORMULAS.....	vi
ÍNDICE DE TABLAS.....	vi
ÍNDICE DE ANEXOS.....	vii
SIMBOLOGIA.....	viii
RESUMEN.....	ix
1. ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO.....	1
1.1. Industria silvoagropecuaria en Chile.....	1
1.2. Uso de pesticidas en la industria agrícola.....	2
1.3. Efectos del uso de pesticidas en la industria agrícola.....	4
1.4. Rol de las propiedades fisicoquímicas en el destino y transporte de pesticidas.....	6
1.5. El suelo como componente fundamental en la lixiviación de pesticidas.....	9
1.6. Lixiviación de pesticidas al agua subterránea.....	13
1.7. Predicción de la lixiviación de pesticidas a aguas subterráneas.....	15
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	17
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. Objetivo General.....	17
3.2. Objetivos Específicos.....	17
4. METODOLOGÍA.....	17
4.1. Área de estudio.....	17
4.2. Pesticidas utilizados en el área de estudio.....	19
4.3. Series de suelo en el área de estudio.....	20
4.4. Cálculo de los índices de lixiviación.....	21
4.5. Análisis de componentes principales.....	32
4.6. Comparación resultados bibliográficos y los índices.....	34
4.7. Test de ANOVA y test de Kruskal-Wallis.....	34
5. RESULTADOS.....	35
5.1. Pesticidas usados en el área de estudio.....	35
5.2. Series de suelo del área de estudio.....	37
5.3. Cálculo de índices de lixiviación.....	39
5.4. Análisis de componentes principales.....	56
5.5. Comparación resultados índices.....	66
5.6. Test Kruskal-Wallis.....	67
6. DISCUSIÓN.....	69
7. CONCLUSIONES.....	76

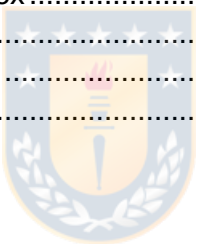
8	RECOMENDACIONES.....	78
9	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1:	PIB silvoagropecuario entre 2014-2018 .....	1
Figura 2:	Evolución del consumo de pesticidas durante los años 1990-2016.....	3
Figura 3:	Ventas de pesticidas a nivel nacional para el sector agrícola.....	4
Figura 4:	Transporte de pesticidas por el ambiente.....	9
Figura 5:	Comportamiento y destino de los pesticidas en el compartimiento suelo. ....	11
Figura 6:	Flujos preferenciales y de matriz.....	12
Figura 7:	Factores que inciden en la vulnerabilidad del acuífero. ....	13
Figura 8:	Área de Estudio. ....	18
Figura 9:	Vulnerabilidad del acuífero del área de estudio.....	19
Figura 10:	Series de suelo área de estudio.....	38
Figura 11:	Retardation Factor .....	39
Figura 12:	Hamaker RF .....	41
Figura 13:	Briggs RF.....	42
Figura 14:	Attenuation Factor.....	43
Figura 15:	LEACH Index .....	44
Figura 16:	GUS Index .....	45
Figura 17:	Leaching Potential Index.....	46
Figura 18:	Hornsby Index.....	47
Figura 19:	Pesticide Leaching Potential.....	48
Figura 20:	Soil Leaching Potential.....	49
Figura 21:	Groundwater Contamination Potential.....	50
Figura 22:	LIX Index .....	51
Figura 23:	LIN Index .....	52
Figura 24:	MLEACH Index .....	53
Figura 25:	Global Leachability Index.....	53
Figura 26:	Vulnerability Index.....	54
Figura 27:	YASGEP-P Index.....	55
Figura 28:	Transformaciones Chacayal.....	57
Figura 29:	Transformación log+1 Chacayal.....	57
Figura 30:	ACP Chacayal .....	60
Figura 31:	Nuevo índice Chacayal .....	60
Figura 32:	Resultados ACP Chacayal.....	61
Figura 33:	Transformaciones Mebuca.....	62
Figura 34:	Transformación Log+1 Mebuca .....	62
Figura 35:	ACP Mebuca.....	64
Figura 36:	Nuevo Índice Mebuca .....	65
Figura 37:	Resultados ACP Mebuca .....	66

## ÍNDICE DE FORMULAS

Formula 1: Porosidad del suelo .....	21
Formula 2: Porcentaje de agua y gas del suelo. ....	21
Formula 3: Retardation Factor .....	21
Formula 4: Hamaker RF .....	22
Formula 5: Briggs RF .....	23
Formula 6: LEACH Index .....	23
Formula 7: Attenuation Factor.....	24
Formula 8: Groundwater Ubiquity Score .....	24
Formula 9: Leaching Potential Index.....	25
Formula 10: Hornsby Index.....	25
Formula 11: Pesticide Leaching Potential .....	26
Formula 12: Soil Leaching Potential.....	26
Formula 13: Groundwater Contamination potential .....	28
Formula 14 AFT y AFR .....	29
Formula 15: LIX Index.....	29
Formula 16: LIN Index .....	30
Formula 17: Vulnerability Index.....	30
Formula 18: Modified LEACH .....	31
Formula 19: Global Leachability Index .....	31
Formula 20: YASGEP-P Index.....	32
Formula 21: Nuevo Índice Chacayal .....	59
Formula 22: Nuevo Índice Mebuca .....	64



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Pesticidas en aguas subterráneas de Latinoamérica. ....	14
Tabla 2: Valores de RF .....	22
Tabla 3: Valores Hamaker RF.....	22
Tabla 4: Valores Briggs RF .....	23
Tabla 5: Valores de GUS .....	24
Tabla 6: Valores de LPI .....	25
Tabla 7: Valores Hornsby Index.....	25
Tabla 8: Valores PLP .....	26
Tabla 9: Textura de suelo para el cálculo de SLP. ....	27
Tabla 10: pH para el cálculo de SLP .....	27
Tabla 11: Contenido de materia orgánica para el cálculo de SLP. ....	27
Tabla 12: Valores SLP .....	27
Tabla 13: Valores GWCP.....	28
Tabla 14: Matriz de clasificación del riesgo.....	28
Tabla 15: Valores LIX Index.....	29
Tabla 16: Valores de <i>FDGW</i> según el nivel freático. ....	30
Tabla 17: Valores VI. ....	31
Tabla 18: Valores GLI.....	31
Tabla 19: Productos más vendidos.....	35

Tabla 20: Pesticidas identificados en el área de estudio.....	35
Tabla 21: Potenciales de lixiviación de los pesticidas identificados para la serie Chacayal.....	36
Tabla 22 Potenciales de lixiviación de los pesticidas identificados para la serie Mebuca.....	37
Tabla 23: Propiedades de las series de suelo.....	37
Tabla 24: Resultados y ranking índice RF.....	40
Tabla 25: Resultados y ranking Hamaker RF.....	41
Tabla 26: Resultados y ranking Briggs RF.....	42
Tabla 27: Ranking de pesticidas Attenuation Factor.....	43
Tabla 28: Ranking de pesticidas LEACH Index.....	44
Tabla 29: Resultados y ranking de pesticidas GUS Index.....	45
Tabla 30: Resultados LPI.....	47
Tabla 31: Resultados Hornsby Index.....	48
Tabla 32: Resultados PLP Index.....	49
Tabla 33: Resultados GWCP.....	50
Tabla 34: Resultados y ranking LIX Index.....	51
Tabla 35: Ranking de pesticidas LIN Index.....	52
Tabla 36: Resultados y ranking GLI.....	54
Tabla 37: Resultado VI.....	55
Tabla 38: Ranking de pesticidas YASGEP-P Index.....	56
Tabla 39: Correlaciones de Kendall, ACP Chacayal.....	58
Tabla 40: Comunalidades, ACP Chacayal.....	59
Tabla 41: Factores de carga ACP Chacayal.....	59
Tabla 42: Ranking de Pesticidas Nuevo índice Chacayal.....	61
Tabla 43: Correlaciones de Kendall, ACP Mebuca.....	63
Tabla 44: Comunalidades, ACP Mebuca.....	63
Tabla 45: Eigenvalues, ACP Mebuca.....	63
Tabla 46: Factores de Carga, ACP Mebuca.....	64
Tabla 47: Ranking de pesticidas Nuevo Índice Mebuca.....	65
Tabla 48: Revisión bibliográfica de los pesticidas.....	66
Tabla 49: Pesticidas agrupados según su potencial bibliográfico.....	67
Tabla 50: Comparación ranking índices con las predicciones bibliográficas.....	67
Tabla 51: Valores estadístico p test Kruskal-Wallis.....	68

## ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO I: Propiedades fisicoquímicas pesticidas zona de estudio.....	87
ANEXO II: Resultados índices Chacayal.....	88
ANEXO III: Resultados índices Mebuca.....	89
ANEXO IV: ACP Chacayal.....	90
ANEXO V: ACP Mebuca.....	91

## **SIMBOLOGIA**

Los símbolos empleados en esta investigación tienen el significado que se indica a continuación.

PIB: Producto Interno Bruto

FAO: Food and Agriculture Organization

EEUU: Estados Unidos

UE: Unión Europea

SAG: Servicio Agrícola Ganadero

COP: Compuesto Orgánico Persistente

S: Solubilidad

VP: Presión de Vapor

K<sub>H</sub>: Constante de Henry

K<sub>ow</sub>: Coeficiente de reparto octanol-agua

K<sub>oc</sub>: Coeficiente de adsorción al carbono orgánico

K<sub>oa</sub>: Coeficiente de reparto octanol-aire

%OM: % de materia orgánica del suelo

%OC: % de carbón orgánico del suelo

MINAGRI: Ministerio de Agricultura

DGA: Dirección General de Aguas

ACP: Análisis de Componentes Principales





## RESUMEN

Los pesticidas son un componente fundamental en la agricultura moderna, gracias a ellos es posible controlar de manera efectiva plagas que, de otra manera, serían perjudiciales para los cultivos. Sin embargo, su uso no está exento de problemas ya que estos pueden causar diversos impactos ambientales como la pérdida de flora y fauna no objetivo, junto con la contaminación del suelo y aguas cercanas.

La presente tesis consiste en el análisis de 16 índices de lixiviación de pesticidas para evaluar la capacidad de lixiviación de los pesticidas utilizados en la zona de Rinconada de Cato (5 km al norte de Chillán). El objetivo principal de esta tesis es evaluar la capacidad de predicción que tienen estos índices de lixiviación con los pesticidas utilizados en la zona de estudio y aplicar un análisis estadístico a estos resultados. Para ello se investigaron las características del área del estudio junto con los principales compuestos activos ocupados en la zona. Se calculó el potencial de lixiviación de los 23 compuestos activos identificados mediante el uso de los índices de lixiviación. El análisis estadístico a utilizar fue un Análisis de Componentes Principales (ACP) junto con un test de Kruskal-Wallis. Los resultados tanto de los índices como del ACP fueron contrastados con una revisión bibliográfica del potencial de lixiviación de los pesticidas.

Los principales resultados fueron la identificación de dos series de suelo predominantes en la zona (Chacayal y Mebuca). Dichas series de suelo se diferenciaban en su densidad y su porcentaje de materia orgánica (%OM), en el cual la serie Chacayal presentaba 4 veces más materia orgánica que la serie Mebuca. En relación a los índices estos presentaron resultados contrapuestos en la predicción del potencial de lixiviación. Además, aquellos índices que catalogaban al pesticida según su potencial de lixiviación no lo hicieron de buena manera ya que estos rangos no estaban diseñados para las características del área estudiada. Por otra parte, la realización del ACP no mejoró la capacidad de predicción de los índices. El test Kruskal-Wallis arrojó que los índices no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre ambas series de suelo a excepción del GWCP.

A pesar de esto, los índices de lixiviación siguen siendo una buena herramienta como primera aproximación al potencial de lixiviación del pesticida. Especialmente cuando se debe priorizar entre un grupo grande de pesticidas para realizar planes de monitoreo de aguas subterráneas. Índices como el GUS, LIN y VI fueron los que presentaron los mejores resultados, además, de presentar una baja variabilidad de estos. De estos solo el VI incluye parámetros fisicoquímicos del suelo, lo que lo hace ideal para identificación de zonas vulnerables a la infiltración de pesticidas.

## 1. ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO

### 1.1. Industria silvoagropecuaria en Chile

Nuestro país tiene una gran vocación silvoagropecuaria, esto se ve reflejado en que esta actividad al año 2018 ocupaba un área de 18.443.233 ha. representado un 24,4% del territorio nacional continental. Las regiones que más superficie tienen destinada a esta actividad son las de Magallanes, Coquimbo, Biobío/Ñuble y la del Maule. Esta área disminuye a 2.123.943 ha. cuando hablamos de suelos cultivados, el resto corresponde a praderas mejoradas, praderas naturales, plantaciones forestales y bosque nativo (ODEPA, 2019).

En las regiones del Biobío y Ñuble el mayor porcentaje de uso del suelo silvoagropecuario es para la actividad silvícola con 981.967 ha, seguido por praderas 623.318 ha y cultivos anuales con 343.452 ha. De estos últimos los más importantes son los de trigo, avena, maíz y remolacha con 70.066 ha, 28.025 ha, 17.707 ha y 14.375 ha, respectivamente (ODEPA, 2019).

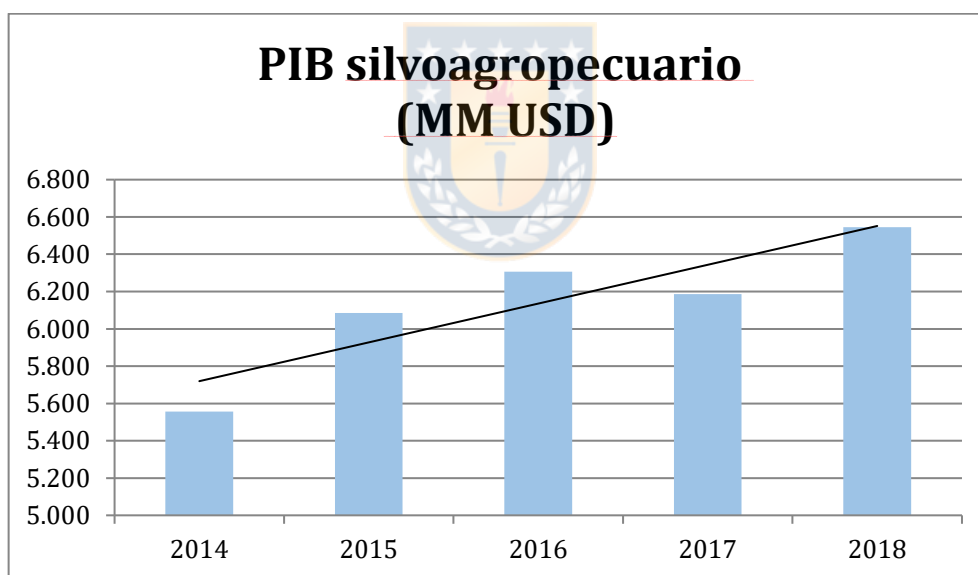


Figura 1: PIB silvoagropecuario entre 2014-2018.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la ODEPA.

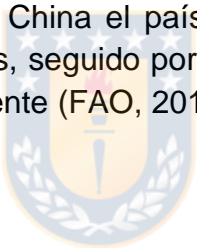
Como se observa en la figura N°1, el PIB silvoagropecuario del país creció desde los 5.500 millones de dólares hasta los 6.500 millones de dólares durante los años 2014-2018, representando un crecimiento anual del 2,7%. La participación que tuvo el sector silvoagropecuario dentro del PIB Chileno durante ese rango de tiempo fue del 2,9%. Esto sin calcular los encadenamientos hacia atrás y adelante lo que eleva ese porcentaje de participación a un 14,36%. Además, esta industria representa al 9,2% de la población empleada en el país, lo cual puede variar según la época del año y

región, llegando a tasas del 28,8% de los empleos en regiones con alta actividad agropecuaria durante el trimestre diciembre-febrero (ODEPA, 2019).

Esta industria como cualquier otra actividad económica, no está ajena a causar impactos sobre el medio ambiente. Entre los que encontramos una serie de problemas como la deforestación por la expansión de la superficie agrícola, emisión de gases de efecto invernadero, la erosión del suelo, uso de plaguicidas, entre otros (Van Der Werf & Petit, 2002). Lo que se estudiará más a fondo será el uso de plaguicidas.

### 1.2. Uso de pesticidas en la industria agrícola.

Según la organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación (FAO por sus siglas en inglés) los plaguicidas son "cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga "(FAO, 2006). El empleo de estos agentes químicos es la manera más costo-efectiva para el control de plagas, debido a esto es que se ocupa en grandes cantidades alrededor del mundo (Arias-Estévez et al., 2008). Según datos de la FAO a nivel global el año 2017 se usaron 4.113.591 toneladas de pesticidas, siendo China el país que más plaguicidas consume con 1.763.000 toneladas anuales, seguido por E.E.U.U. y Brasil con 407.779 y 337.176 toneladas, respectivamente (FAO, 2019).



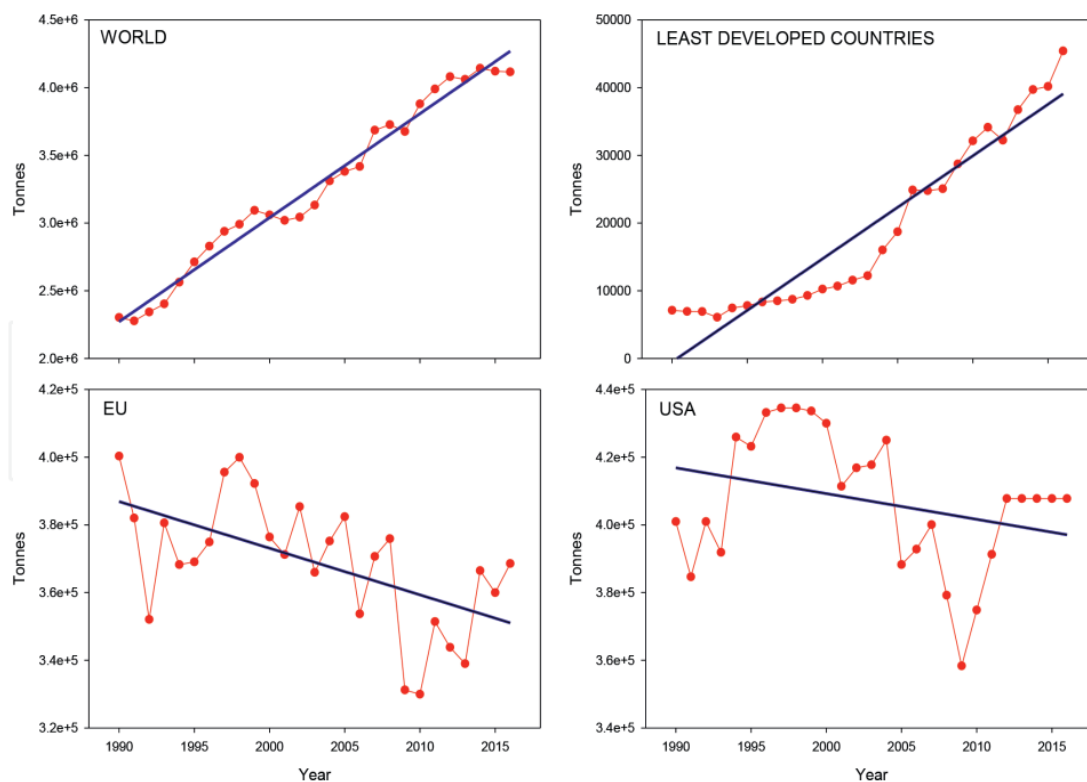


Figura 2: Evolución del consumo de pesticidas durante los años 1990-2016.

Fuente: (Pérez-Lucas, 2016).

Como se puede apreciar en la figura N°2 la evolución en el consumo de pesticidas a nivel mundial ha sido desigual durante las últimas décadas. Los países más desarrollados como E.E.U.U. y la U.E. han disminuido su consumo durante las últimas décadas, mientras que en países en vías de desarrollo su consumo ha aumentado drásticamente durante el mismo periodo de tiempo.

La FAO lanzó el año 1985 el “Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas”, en este código se presentan una serie de directrices para una adecuada gestión de los pesticidas. Gracias a este informe que fue actualizado el año 2006 varios países en vías de desarrollo y subdesarrollados han logrado robustecer su legislación en torno al comercio y uso de los pesticidas.

A nivel nacional la entidad encargada de la regulación de los pesticidas de uso agrícola es el SAG, esta institución es la responsable de autorizar la fabricación, importación, distribución, venta y aplicación de estos químicos. Esta organización realizó los “Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile” durante los años 2002-2012, los cuales informaban las ventas registradas de pesticidas anualmente para el sector agrícola.

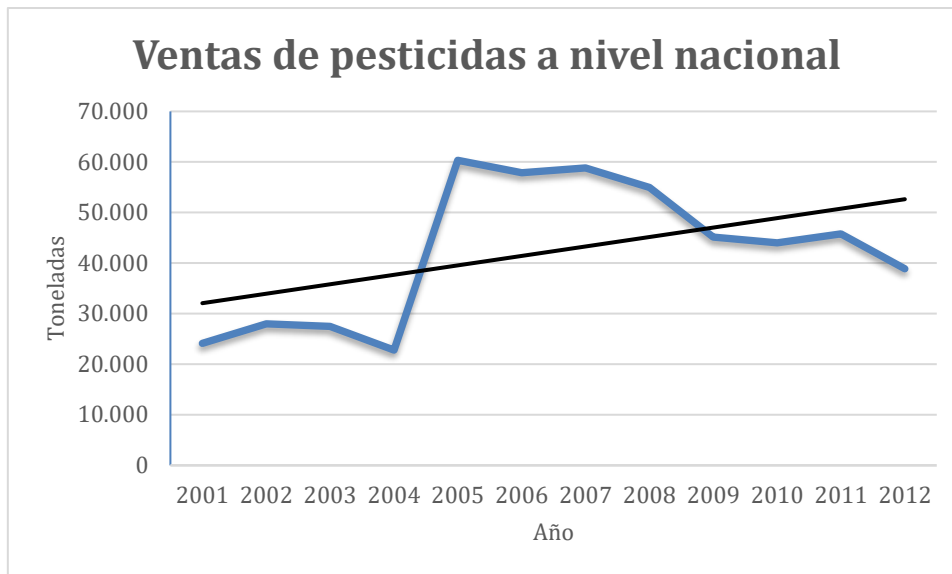


Figura 3: Ventas de pesticidas a nivel nacional para el sector agrícola.

Fuente: Elaboración propia a partir de informes de declaración de ventas de pesticidas.

Dentro de ese periodo de tiempo las ventas aumentaron desde las 24.000 toneladas hasta las 38.800 toneladas. El gran salto evidenciado en la figura N°3 se debe a que cambió la metodología de medición que tenía el SAG y se incluyeron pesticidas que antes no se incluían en el informe.

La venta de pesticidas no es homogénea a lo largo de país, ya que varía tanto en las cantidades que se venden como en los tipos de pesticidas que se ocupan. Al año 2012 las regiones de O'Higgins, el Maule y la región Metropolitana concentraban el 72% de las ventas a nivel nacional con 27.912 toneladas. Los pesticidas más vendidos en aquel año fueron los bactericidas y fungicidas representando un 47% del total, seguido por los herbicidas e insecticidas con un 21% y 19% respectivamente.

Estos porcentajes van variando a nivel nacional, por ejemplo, en la región de Biobío/Ñuble los porcentajes de ventas de fungicidas y herbicidas fueron casi iguales (40% y 43%, respectivamente). Si miramos otras regiones del norte del país como la región de Antofagasta el 96% de los plaguicidas vendidos correspondían a insecticidas, rodenticidas y acaricidas(SAG, 2012). Estimaciones de la FAO indican que en el año 2014 en el país se ocuparon un promedio de 15,6 kg de pesticidas por hectárea cultivada (Climent et al., 2019).

### 1.3. Efectos del uso de pesticidas en la industria agrícola

Si bien el empleo de los plaguicidas no es inocuo debido a los riesgos que genera para el medio ambiente y las personas, estos productos son necesarios para evitar pérdida en los cultivos. Se estima que las plagas pueden provocar

pérdidas desde el 50% hasta el 80% de la producción dependiendo del tipo cultivo. Las principales amenazas para los cultivos son hierbas, patógenos y las pestes animales, siendo las hierbas la principal amenaza para los cultivos industriales (OERKE E. C., 2006). La ventaja que tiene el control químico sobre el control mecánico de hierbas es que este se puede hacer de forma más rápida y eficiente, en especial en grandes superficies de cultivo (Arias-Estevez et al., 2008).

Los efectos adversos que presenta el uso de los pesticidas son variados, ya sea la afectación de flora y fauna no objetivo o la contaminación de suelo, agua, aire y los ecosistemas. Existe abundante evidencia científica de que los pesticidas son uno de los culpables de la pérdida de biodiversidad en zonas donde se aplican. Esto no es solo por su efecto tóxico sobre las especies, sino también porque cambian la estructura vegetacional de una zona modificando así todo el ecosistema (Isenring, 2010). Si bien el uso de los pesticidas no es la única amenaza para la biodiversidad, esta es una variable relevante especialmente en zonas donde se realiza agricultura intensiva (Gibbs et al., 2009).

En relación a los efectos hacia las personas sabemos que estos compuestos pueden ser peligrosos ya que estos pueden presentar efectos agudos, como lo es la intoxicación por pesticidas. En zonas rurales, anualmente unos 25 millones de granjeros sufren de intoxicaciones leves, 3 millones de intoxicaciones graves, de los cuales alrededor de 180.000 terminan falleciendo. Además, hay que contar a las personas que sufren efectos por exposiciones crónicas a estos agroquímicos. Esto ocurre debido a la falta de conocimiento, regulación y educación en el uso de pesticidas (Özkara et al., 2016).

Por otro lado, la contaminación del medio ambiente producto del uso de pesticidas es un problema debido a las grandes cantidades que se usan en la agricultura, además, de la capacidad que estos tienen para alcanzar los distintos compartimientos ambientales. Esto se refleja especialmente en los Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) entre los cuales se incluyen pesticidas como el DDT y el Aldrín. Estos COPs tienen la particularidad de tener una degradación muy baja en el medio ambiente, lo que hace que puedan permanecer intactos por décadas. A pesar que muchos de estos pesticidas hayan sido prohibido en varios países hace décadas, todavía se puede encontrar residuos de estos en el ambiente (Pan et al., 2019).

#### 1.4. Rol de las propiedades fisicoquímicas en el destino y transporte de pesticidas

En relación al movimiento y transporte de los plaguicidas, estos tienen muchas variables ya que esta va a depender del tipo de pesticidas que se usa, la forma en la cual se aplica y la meteorología del lugar al momento de la aplicación (Navarro et al., 2007). En cuanto a las propiedades fisicoquímicas del compuesto, estas son fundamentales ya que van a regir cuál es su capacidad de movilidad, cuál es su destino en el ambiente, su persistencia y su toxicidad. Entre las propiedades fisicoquímicas del pesticida que rigen su movilidad encontramos:

- Solubilidad en agua (S): esta define que tan afín es el pesticida al agua, es una variable importante en la capacidad de movilidad del pesticida. Esto debido a que a mayor solubilidad existe una mayor tendencia a ser transportado por el agua y así eventualmente alcanzar algún cuerpo de agua (Pereira et al., 2019).
- Presión de vapor (VP): esta indica cual es la volatilidad del pesticida y también es un buen indicador de la afinidad que tenga el compuesto con el compartimiento aire. El que tenga una gran presión de vapor nos dice que el compuesto migra con facilidad hacia el compartimiento aire en el cual se puede dispersar por una gran área (Linde, 1994).
- Constante de Henry (H): es la relación entre la presión de vapor de un compuesto y su solubilidad en agua ( $H = VP/S$ ). Compuestos con una H alta, tienden a volatilizarse del agua y migrar a la atmósfera, en cambio, si los pesticidas presentan una baja H tienden a permanecer en el agua.
- Coeficiente de reparto octanol-agua  $K_{ow}$ : es la razón en el equilibrio entre las concentraciones del químico en el agua y en el octanol ( $K_{ow} = \frac{\text{Concentración en octanol}}{\text{Concentración en agua}}$ ). Este coeficiente de reparto octanol-agua suele tener grandes valores por lo que generalmente se expresan de forma logarítmica. El  $K_{ow}$  representa la afinidad de la sustancia a medios polares (representado por el agua) o a medios apolares (representados por el octanol), con ello se logra visualizar si son hidrofílicos (afines a medios acuosos) o lipofílicos (afines a las grasas). Compuestos con un  $K_{ow}$  elevado tienden a migrar a la biota o a permanecer en los suelos en vez de estar en la fase acuosa. Este coeficiente nos da una aproximación de cuál es el potencial de bioacumulación que tiene el pesticida (Vighi & Furani, 1995).

- Coeficiente de adsorción de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ): es similar al  $K_{ow}$  con la diferencia en que este mide la relación entre las concentraciones del compuesto presentes en el carbono orgánico del suelo y en el agua. Este coeficiente es de mucha importancia, ya que nos ayuda a predecir cuál sería el comportamiento del pesticida cuando llega a los suelos, si este posee un  $K_{oc}$  alto es probable que el pesticida quede retenido en la fracción orgánica del suelo, en cambio, si el  $K_{oc}$  es bajo el compuesto tendera a permanecer en la fase acuosa.
- Coeficiente de reparto octanol-Aire ( $K_{oa}$ ): este coeficiente de reparto se ocupa para evaluar el potencial de bioacumulación en las plantas, además, este es altamente variable debido a que la temperatura ambiental influye fuertemente en este parámetro (Shoeib & Harner, 2002).
- Por último tenemos el estado iónico del pesticida, ya que si este se encuentra en estado ionizado o no ionizado puede comportarse de distinta manera en el ambiente, en especial en el compartimiento suelo, donde las interacciones moleculares son más fuertes (Arias-Estevez et al., 2008) .

Siguiendo con las variables extrínsecas a los pesticidas, la forma de aplicación de este influye en la manera en la cual el plaguicida se va a mover en el ambiente y la capacidad de dispersión de este. Entre las formas de aplicación encontramos la pulverización aérea o terrestre, espolvoreo o inyección en el suelo y agua (Tiryaki, 2010).

- La primera forma y más común es la pulverización, en esta el pesticida se encuentra en forma líquida y se impulsa a través de boquillas para formar pequeñas gotas de tamaño variable. El inconveniente de esto es que si se hacen gotas demasiado pequeñas estas van a tender propagarse con mayor facilidad, lo que puede provocar que el viento transporte estas gotas a otros lugares que no sea el área objetivo.
- Otra forma es mediante los sistemas de riego, en esta el pesticida se encuentra disuelto en el agua de riego y esta se aplica a la planta, esto genera una aplicación localizada del pesticida. Disminuyendo así su potencial dispersión a la atmosfera, pero aumentando las probabilidades de que el compuesto alcance las napas subterráneas.
- También tenemos el espolvoreo, en ella el pesticida se encuentra en forma de pequeñas partículas sólidas. El problema con este método es que estas pequeñas partículas son susceptibles a ser arrastradas por



corrientes de aire perdiendo su eficacia, pudiendo ser transportadas a grandes distancias(Fernández Fernández, 2018).

Por último, encontramos que las variables climatológicas también juegan un rol importante en el transporte y destino de los plaguicidas.

- El viento juega un rol fundamental en el transporte aéreo de los pesticidas, ya que puede movilizar estas sustancias a grandes distancias(Linde, 1994).
- La temperatura ambiental es un factor a considerar ya que esta influye en las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas como la solubilidad y la presión de vapor (Linde, 1994).
- La luz solar es importante para los procesos de degradación fotolítica de los pesticidas. Cuando estos se encuentran expuestos a radiación solar se degradan de forma más rápida que cuando no se encuentran expuestos. Además, de degradar directamente los compuestos, la radiación solar impulsa la reacción de los pesticidas con los radicales libres de la atmosfera impulsando aún más su degradación (Linde, 1994).
- La aparición de lluvia después de la aplicación de los pesticidas es un factor a considerar ya que esta es capaz de transportar a los pesticidas que estaban en el aire y la planta hacia el suelo, pudiendo estos escurrir superficialmente o infiltrarse hacia la napa subterránea (Navarro et al., 2007).

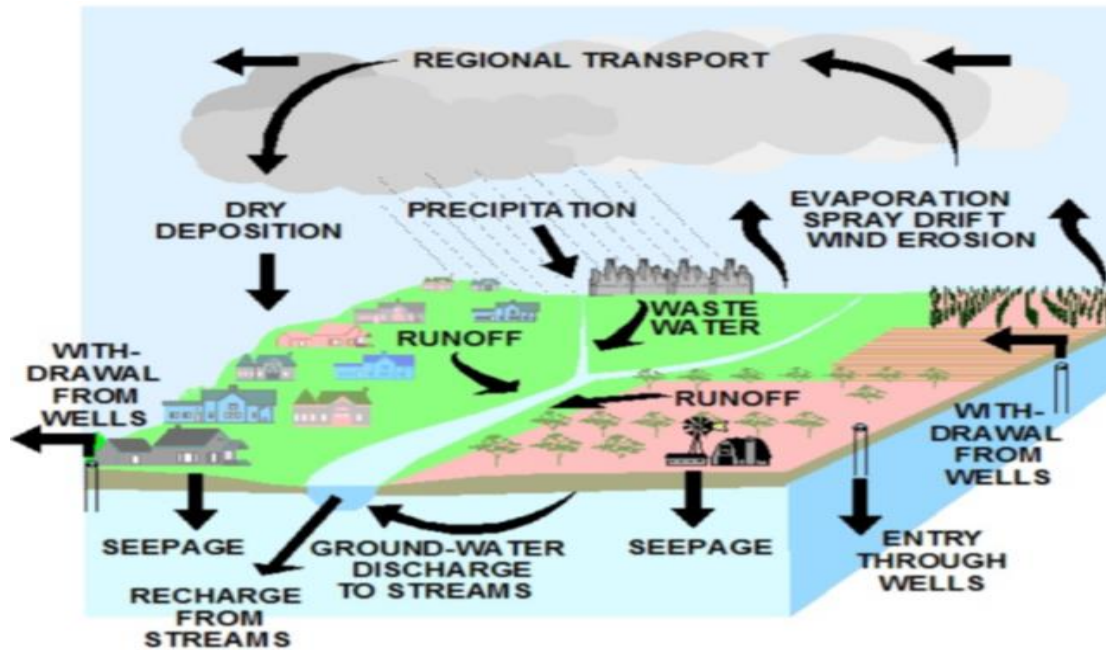


Figura 4: Transporte de pesticidas por el ambiente.

Fuente: (Majewski and Capel, 1995).

En la figura N°4 se muestra de manera gráfica como se puede movilizar un pesticida dentro de los distintos compartimientos ambientales. En procesos como la escorrentía superficial o la infiltración, el suelo juega un rol fundamental.

#### 1.5. El suelo como componente fundamental en la lixiviación de pesticidas.

El suelo es un componente que juega un rol importante en la movilidad y persistencia de los pesticidas, este funciona como reservorio para una gran cantidad de pesticidas y es capaz de liberar estos compuestos a los otros compartimientos ambientales (Özkara et al., 2016). Como ya dijimos anteriormente las características del suelo pueden incidir en la capacidad de penetración, retención, degradación o infiltración de los pesticidas. El suelo contiene una gran variedad de componentes; pero los cuatro principales son: minerales (45%), materia orgánica (5%), aire (25%) y agua (25%) (Pérez-Lucas, 2016). El aire y el agua se ubican en los espacios entre las partículas minerales del suelo, estos varían dependiendo de la cantidad de agua que va entrando al suelo por efecto de la lluvia, del riego o de alguna descarga de agua.

El que tan fácil pueda penetrar el agua depende de la fracción mineral del suelo, si este es principalmente arenoso ( $>2\text{mm}-0,05\text{mm}$ ) le será fácil ingresar debido a que al ser más grandes las partículas quedan más espacios libres entre ellas. En cambio, cuando el suelo es principalmente arcilloso ( $<0,002\text{mm}$ ) los espacios entre partículas son más pequeños, por lo que no hay mucho

espacio para que el agua penetre a través del suelo. En el caso que los plaguicidas lleguen al suelo, la arcilla al igual que la materia orgánica, tiene una gran capacidad de sorción de pesticidas, en especial los compuestos catiónicos (Ribeiro, 2015). La cantidad de materia orgánica juega un rol fundamental en dos procesos, el de sorción de los pesticidas y la biodegradación de estos, en el primero la materia orgánica es especialmente eficaz en la sorción de compuestos no aniónicos (Arias-Estévez et al., 2008). Además, la materia orgánica aloja una gran cantidad de microorganismos que son capaces de metabolizar y degradar a los pesticidas (Gavrilescu, 2005).

Los procesos en los cuales el pesticida interactúa con el suelo son complejos ya que implican una serie de procesos químicos, físicos y biológicos, estos procesos son los de sorción-desorción, volatilización, degradación química y biológica, absorción por las plantas, asimilación por la biota, escurrimiento y la infiltración (Arias-Estévez et al., 2008). De estos los más preponderantes son los procesos de sorción-desorción y degradación del pesticida. La degradación es el proceso en el cual los niveles de concentración del pesticida van disminuyendo por la acción de agentes bióticos y abióticos, la velocidad de este proceso va a depender tanto de las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del suelo como de las propiedades fisicoquímicas del pesticida. La sorción de un pesticida corresponde al proceso de adsorción o absorción por las moléculas del suelo, jugando un rol fundamental en las dinámicas de transporte, degradación, persistencia y bioacumulación del pesticida. El que un pesticida sea capturado por las moléculas del suelo puede incidir en la biodisponibilidad de este, siendo menos accesible para que la acción microbiológica lo degrade, aumentando así su persistencia en el suelo. Además, al estar capturado por estas moléculas no se puede mover a los otros compartimientos ambientales, para que sea liberado deben ocurrir procesos de desorción. Estos procesos ocurren cuando las condiciones en que se almacenaban los pesticidas en la molécula cambian, entre estos cambios encontramos variaciones en el pH del suelo que puede modificar el estado iónico de la molécula o la presencia de otros compuestos por los cuales el suelo tenga más afinidad (Olvera-Velona et al., 2008).

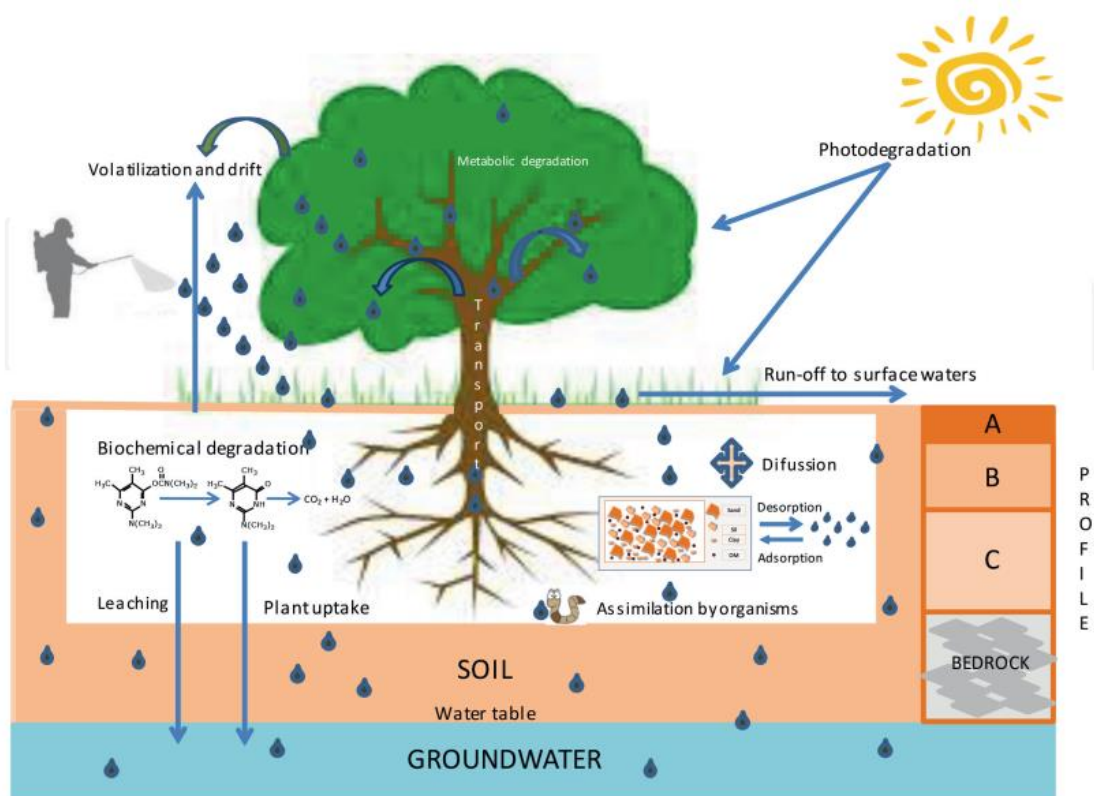


Figura 5: Comportamiento y destino de los pesticidas en el compartimiento suelo.

Fuente: (Pérez-Lucas, 2016)

Siguiendo con la infiltración de los pesticidas a las napas subterráneas existen dos tipos de flujos, el flujo preferencial y el flujo de matriz. El primero ocurre cuando el agua infiltra rápidamente a través de vacíos en el suelo, canales radiculares y grietas hasta llegar a las aguas subterráneas. Este tipo de flujo ocurre generalmente en sucesos de lluvia o de riego de los cultivos y es capaz de arrastrar a los pesticidas hasta las napas subterráneas (Mcgrath et al., 2009; Pérez-Lucas, 2016). En cambio, en el flujo de matriz el agua escurre lentamente a través de los espacios porosos del suelo, lo que permite que el pesticida tenga más tiempo para que pueda interactuar con el medio suelo (Cornell, 2002).

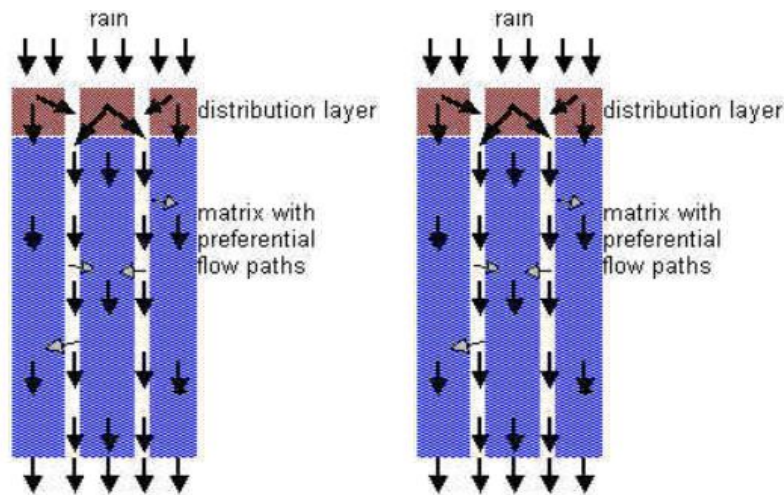


Figura 6: Flujos preferenciales y de matriz.

Fuente: (Cornell, 2002)

Todas estas variables pertenecientes al suelo componen lo que se llama la vulnerabilidad del acuífero, este concepto no posee solo una definición pero la definición que podríamos ocupar sería la de Bachmat de 1987 que nos dice que “la vulnerabilidad de las aguas subterráneas es la sensibilidad de la calidad del agua subterránea a las actividades antropogénicas que pueden resultar perjudiciales para el valor de uso actual y / o previsto del recurso” (Machiwal et al., 2018). Esto quiere decir que la vulnerabilidad del acuífero es que tan susceptible es este acuífero a ser contaminado por las actividades humanas que se desarrollan sobre el acuífero.

A la vulnerabilidad del acuífero, además, de las variables antes nombradas se le agregan otros factores los cuales dependen de la aproximación que se quiera tomar. El nivel freático es relevante ya que acuíferos cuyo nivel freático sea bajo, ósea que estén cercanos a la superficie del suelo, son más susceptibles a ser contaminados por compuestos que se encuentren en la superficie del suelo. La tasa de recarga del acuífero también es importante ya que, al entrar más agua al acuífero, más posibilidades hay de que el contaminante pueda ser transportado advertidamente hacia las aguas subterráneas. El tipo de acuífero también influye ya que estos se pueden diferenciar entre acuíferos libres y confinados, siendo los primeros en los cuales existe un suelo permeable sobre este, el cual permite el movimiento de agua desde la superficie del suelo hasta el acuífero. En cambio, en el segundo el acuífero, presenta una capa superior de carácter impermeable que impide el contacto entre el acuífero y la superficie del suelo (Pérez-Lucas, 2016).

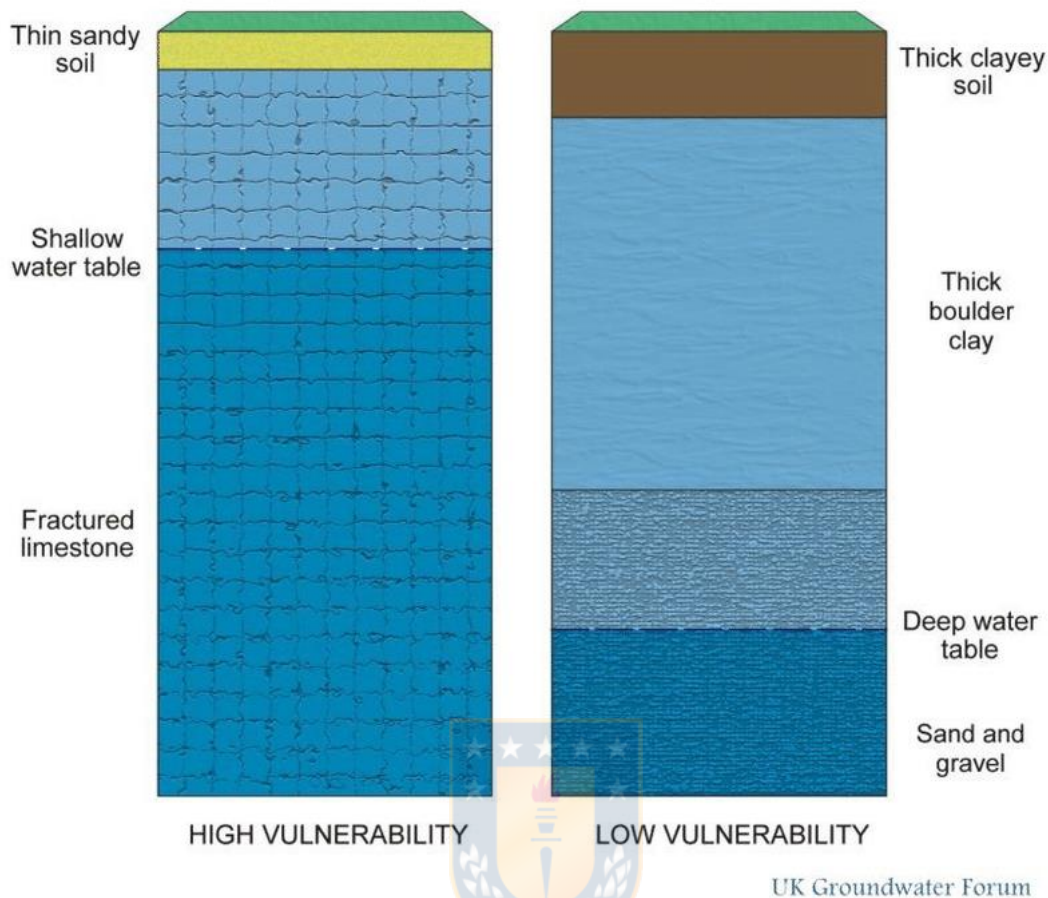


Figura 7: Factores que inciden en la vulnerabilidad del acuífero.

Fuente: (UK Groundwater Forum, 2011)

En la figura N°7 se presentan dos acuíferos los cuales tienen distinta vulnerabilidad. En el de la izquierda se presenta un acuífero con alta vulnerabilidad debido a que presenta un nivel freático cercano a la superficie, la textura de suelo es arenosa, lo que facilita la infiltración. Además, el acuífero está compuesto por piedra caliza lo que hace que el agua circule muy lentamente y el tiempo de residencia del agua subterránea sea mayor. En cambio, en el segundo ejemplo el nivel freático está bastante alejado de la superficie y en esta encontramos un suelo arcilloso, lo que limita en gran parte la infiltración hacia el acuífero. A esto se suma que el acuífero está compuesto por arena y gravilla, lo que facilita el transporte del agua subterránea y hace que circule más rápido comparado con el primer ejemplo.

#### 1.6. Lixiviación de pesticidas al agua subterránea

En zonas agrícolas hay 3 principales amenazas para la calidad de las aguas subterráneas: la contaminación por fertilizantes, ya sean nitratos o fosfatos, la contaminación por productos de uso veterinario, como antibióticos u hormonas, y la contaminación por pesticidas (Burri et al., 2019).

Proteger la calidad de las aguas subterráneas es de sumo interés ya que estas suplen casi la mitad del agua para consumo humano a nivel mundial, siendo de vital importancia en zonas rurales lejanas a cursos de aguas superficiales (Margat & Van der Gun, 2013).

El problema de la lixiviación de pesticidas hacia las aguas subterráneas empezó a llamar la atención de la población a partir de la década de los 60's, ya que en dicha década se empezó a poner más atención sobre los posibles efectos adversos que la liberación de grandes cantidades de pesticidas tenían sobre el medio ambiente (Burri et al., 2019). Si bien hasta la década de los 70's se pensaba que el suelo funcionaba como una especie de "barrera" que no permitía que los pesticidas pudieran infiltrar hacia la napa subterránea, esto se fue contrastando con diversos estudios que rechazaban dicha idea. A partir de ese momento se empezaron a realizar más estudios para evaluar la magnitud del problema y ya para el año 1996 en EEUU, se habían realizado más de 300 estudios que evaluaban la presencia de pesticidas en aguas subterráneas (U.S. Geological Survey, 1996).

Al día de hoy, hay bastante literatura sobre este tópico especialmente en países más desarrollados como EEUU o la UE; pero hay un vacío grande de información en países emergentes o menos desarrollados. Esto es notorio especialmente en Latinoamérica donde la información al respecto sigue siendo escasa.

Tabla 1: Pesticidas en aguas subterráneas de Latinoamérica.

País	Compuesto Activo	Concentración	Fuente
Argentina	Benomyl	2,8 µg /L	(Loewy et al., 1999)
Perú	Endosulfan-Sulfato	0,3 µg /L	(Palm, 2007)
Brasil	Carbofuran	68,79 µg /L	(Carbo et al., 2008)
Ecuador	Carbofuran	0,75 µg /L	(Jaramillo et al., 2000)
México	Glifosato	1,42 µg /L	(Rendón-Von Osten & Dzul-Caamal, 2017)

Como se puede ver en la tabla N°1 se aprecian distintos compuestos activos los cuales han sido encontrados en aguas subterráneas de Latinoamérica. La

concentración a la cual se pueden encontrar estos pesticidas generalmente varía entre unos cuantos  $\mu\text{g/L}$  a cientos de  $\text{ng/L}$ . Concentraciones superiores como la que se observa en Brasil son debido a mala manipulación de los pesticidas o porque el lugar donde se aplicaron presentaba un acuífero que era especialmente vulnerable (Carbo et al., 2008).

La UE tiene una norma de calidad de agua para consumo humano la cual limita a  $0,1 \mu\text{g/L}$  como concentración máxima para un pesticida individual y  $0,5 \mu\text{g/L}$  para la concentración total de pesticidas (Directiva 2006/118/CE UE, 2006). Esto con el fin de evitar posibles efectos crónicos que estos pesticidas podrían tener sobre la salud humana. Estos límites pueden variar según el país y el tipo de pesticida, ya que no todos presentan la misma toxicidad al ser humano.

La resolución 1557 exenta del 2014 publicada por el MINAGRI es la que regula las exigencias necesarias para la autorización de plaguicidas en nuestro país. Dentro de dicho texto la única referencia al posible impacto sobre las aguas subterráneas, es que el proponente debe informar un método para determinar los residuos del compuesto en diferentes matrices ambientales. Entre esas matrices encontramos al aire, tejidos, plantas, suelo y aguas tanto superficiales como subterráneas (Resolución 1557 EXENTA, 2014).

Por último, a nivel nacional se han hecho estudios de la presencia de plaguicidas en aguas subterráneas, la Dirección General de Aguas (DGA) analizó la calidad de aguas subterráneas en las regiones de O'Higgins y de Valparaíso. En estos estudios se examinó presencia de pesticidas junto con otros análisis y estos arrojaron la no presencia de pesticidas en las aguas subterráneas. El problema es que dichos estudios no eran lo totalmente rigurosos ya que los límites de detección no eran lo suficientemente bajos para poder detectar concentraciones que si son detectadas en otros países. Los límites de detección en dichos informes eran de  $5 \mu\text{g/L}$  y  $3 \mu\text{g/L}$  para la región de O'Higgins y Valparaíso respectivamente (DGA, 2015, 2016).

### 1.7. Predicción de la lixiviación de pesticidas a aguas subterráneas

Dado todo lo expuesto anteriormente, se hace imperioso el poder predecir la capacidad de lixiviación que presentan los pesticidas. Para poder hacer esto existen dos herramientas principales, los modelos numéricos y las herramientas de screening (Kogan et al., 2007). Estos dos se diferencian en la complejidad y en el requerimiento de información que se necesitan para poder ocuparlos correctamente. Los modelos numéricos se ocupan para predecir el comportamiento del contaminante hacia la napa subterránea y busca obtener resultados cuantitativos sobre cuáles podrían ser las concentraciones a la cual se encontraría el pesticida en el acuífero. El problema con los modelos es que requieren una gran cantidad de información y requieren bastante tiempo para



su utilización. Por otra parte, las herramientas de screening o índices de lixiviación son fórmulas matemáticas basadas tanto en propiedades fisicoquímicas del pesticida como en las propiedades del suelo donde se aplican. Tienen como ventaja que son bastante simples de ocupar; pero tienen un alcance limitado y no siempre son muy precisos. Esto se debe a que se elaboraron de forma empírica y están fijados a ciertas condiciones ambientales, lo cual hace difícil su extrapolación a otros ambientes o condiciones (Arias-Estévez et al., 2008). Estos índices se ocupan como primera aproximación al potencial de lixiviación de un pesticida (Ghosh & Ray, 2016). Además, hay que tener en consideración que estos índices al ser fórmulas relativamente básicas en relación a los modelos numéricos, tienden a simplificar la información y sus predicciones no resultan ser muy buenas cuando se ocupan pesticidas iónicos. Esto debido a que estos interactúan con más componentes del suelo aparte de la materia orgánica, interactuando con las arcillas u otros componentes minerales del suelo que aumentan o disminuyen la sorción del pesticida al suelo (Spadotto et al., 2002).

Haciendo una revisión más profunda a los índices de lixiviación estos pueden estar compuestos solo por las propiedades fisicoquímicas del pesticida o incluir propiedades del suelo. Entre las propiedades fisicoquímicas más usadas por estos índices encontramos el  $K_{oc}$ ,  $K_{ow}$  y la vida media (Akay Demir et al., 2019). Además, podemos separar a los índices según el tipo de resultados que nos entregan: el primer grupo de índices nos permite catalogar al pesticida con un potencial alto, medio o bajo. En cambio, el segundo grupo solo nos entrega resultados que nos permite comparar entre dos o más pesticidas.

El primer índice de lixiviación fue elaborado por Helling y Turner en el año 1968, este se llamó Retardation Factor (RF) el cual se basa en parámetros del pesticida (como su  $K_{oc}$ ) y en parámetros del medio como la densidad del suelo y su fracción de materia orgánica. A partir de este año se fueron lanzando diversos índices de lixiviación con el fin de mejorar la capacidad de predicción de estos índices. Hasta la fecha se han elaborado más de 15 índices de lixiviación, muchos de ellos incluyen índices anteriores o son modificaciones de estos. El último de estos es el índice YASGEP-P, este se presentó el año 2019 y fue elaborado mediante un análisis de componentes principales en el cual se incluyeron varios índices para crear uno nuevo índice en base al primer componente principal del análisis de componente principal.

Dentro del presente informe se evaluará la capacidad de lixiviación de los pesticidas utilizados en la zona de Rinconada de Cato. En dicha zona la principal actividad económica es la agricultura lo que implica un alto consumo de agroquímicos como lo son los plaguicidas. La forma en la cual se evaluará

la capacidad de lixiviación de los pesticidas será mediante el uso de índices de lixiviación. Además, a los resultados de estos índices se le aplicará un análisis de componentes principales. Los resultados tanto de los índices como del análisis de componentes principales se compararán con una revisión bibliográfica de la capacidad de lixiviación que presentan los pesticidas.

## **2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN**

¿Cómo es el desempeño de los índices de lixiviación para predecir el potencial de lixiviación de los pesticidas utilizados en la zona de Rinconada de Cato?

## **3. OBJETIVOS**

### **3.1. Objetivo General**

Evaluar el uso de los índices de lixiviación como herramienta de predicción de la lixiviación de pesticidas a las aguas subterráneas.

### **3.2. Objetivos Específicos**

- a. Identificar que pesticidas se utilizan en la zona de estudio, analizar sus propiedades fisicoquímicas y estudiar cuál es su potencial de lixiviación mediante una revisión bibliográfica.
- b. Calcular el potencial de lixiviación que presentan estos pesticidas mediante el uso de índices de lixiviación y aplicar un análisis estadístico a sus resultados.
- c. Analizar los resultados de los índices y del análisis estadístico junto con la revisión bibliográfica de los pesticidas.

## **4 METODOLOGÍA**

### **4.1 Área de estudio**

El área de estudio es el sector Rinconada de Cato, ubicado a 5 km al noreste de la ciudad de Chillán, Región de Ñuble y pertenece a la misma ciudad de Chillán. Este sector se caracteriza por estar rodeado por los ríos Cato y río Ñuble y por tener una gran actividad agrícola, lo cual se ve reflejado en el uso de suelo del lugar donde predomina el uso de suelo agrícola.

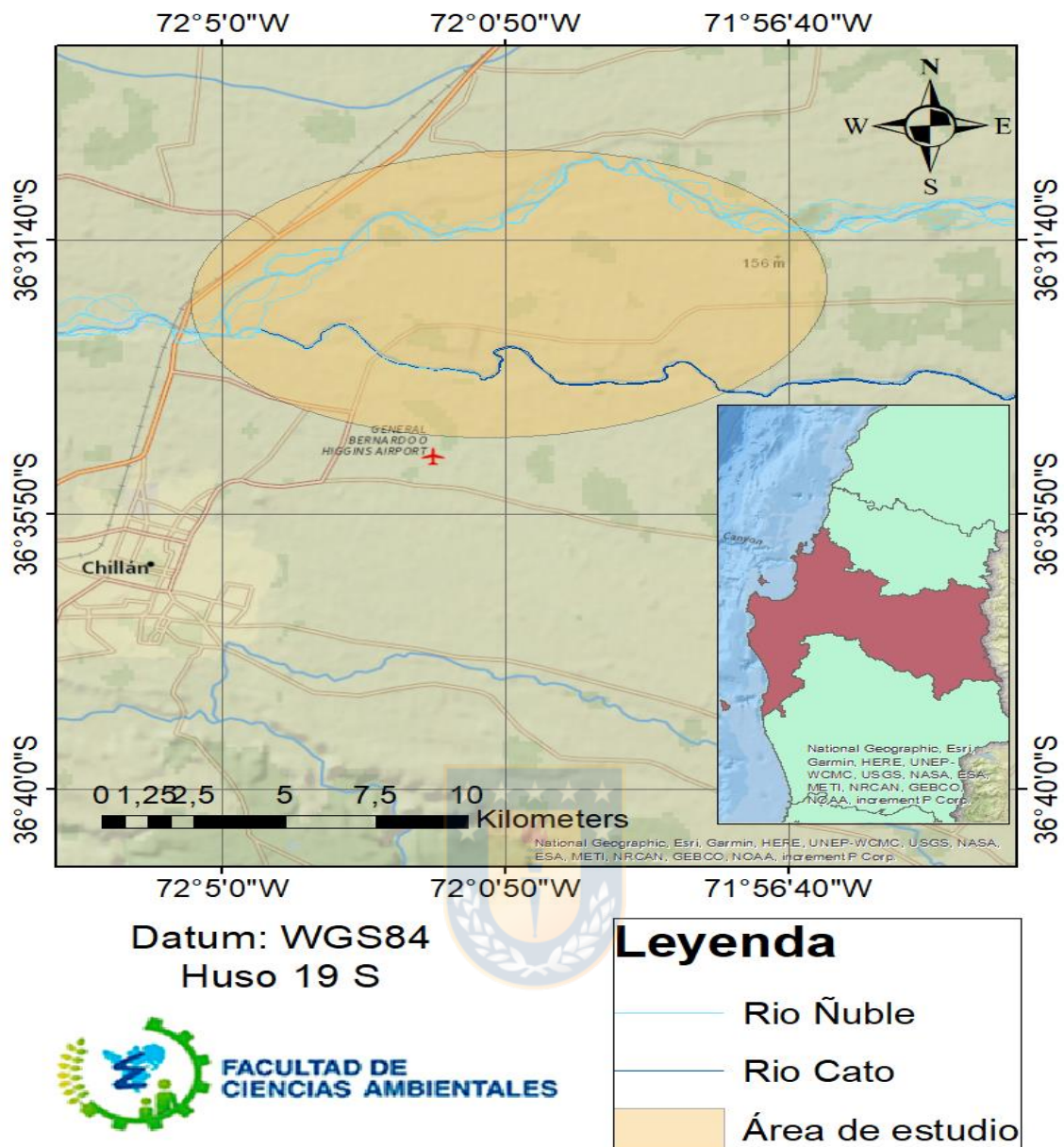


Figura 8: Área de Estudio.

Fuente: Elaboración propia.

En lo que respecta a la vulnerabilidad del acuífero, el año 2019 la DGA realizó el diagnóstico de calidad de las aguas subterráneas de la Región del Biobío y Ñuble (Dirección General de Aguas, 2019). Dentro de ese diagnóstico se hizo un mapa de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas de ambas regiones. En dicho estudio nuestra área de estudio fue identificada con vulnerabilidad muy alta, alta y media alta. Los parámetros utilizados para determinar la vulnerabilidad fueron el de permeabilidad del suelo, litología de cada capa del suelo de la zona no saturada, el espesor de cada capa y la tasa de recarga del acuífero.

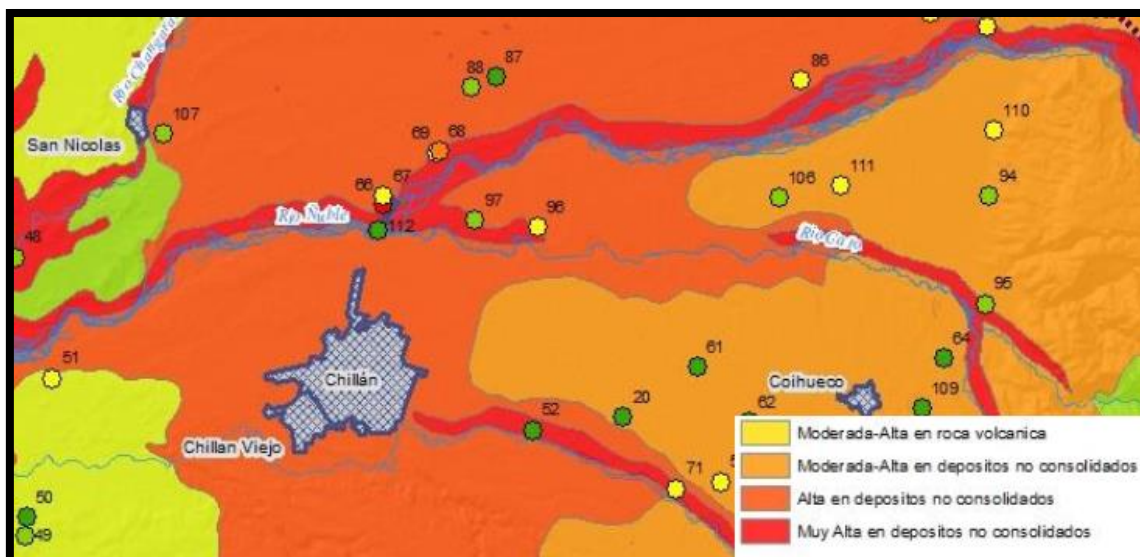


Figura 9: Vulnerabilidad del acuífero del área de estudio.

Fuente: (Dirección General de Aguas, 2019)

#### 4.2 Pesticidas utilizados en el área de estudio

Con el fin de determinar que pesticidas se ocupaban en la zona de estudio, durante febrero del 2020 se realizó una encuesta a dos comercializadoras de pesticidas de la ciudad de Chillán y se les preguntó sobre cuáles eran los productos que más se vendían durante el año. A partir de dicha información se obtuvieron los compuestos activos a través de la búsqueda de los nombres comerciales en los registros en el SAG. Una vez obtenidos estos compuestos activos se procedió a revisar distintas bases de datos para obtener sus propiedades fisicoquímicas. Las principales fuentes bibliográficas revisadas fueron la European Chemical Agency, Pesticide Action Network, Environmental Protection Agency, Pesticide Properties DataBase, PUBCHEM y Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals (Mackay et al., 2006).

La información obtenida para cada pesticida fue:

- Número CAS
- Masa molar (gr/mol)
- Coeficiente de reparto octanol-agua ( $K_{ow}$ )
- Coeficiente de reparto para carbono orgánico ( $K_{oc}$ )
- Presión de Vapor (Pa)
- Solubilidad en agua (mg/L)
- Constante de Henry (Pa  $m^3$ /mol)
- Vida media (día)
- Constante de degradación (1/día)

- Tasa de aplicación (kg/ha)
- Forma de aplicación (directo al suelo 1), (foliar 0,5)

Para la tasa de aplicación se consideró que el pesticida se aplicaba solo una vez a la máxima dosis recomendada por el fabricante. En la forma de aplicación se aplicó el supuesto que todos los herbicidas se aplican directo al suelo (1), mientras que los insecticidas y funguicidas se aplican foliarmente (0,5).

Posterior a revisar sus propiedades se realizó una revisión bibliográfica a cada uno de los compuestos activos para ver cuál es su capacidad de lixiviar hacia la napa subterránea y si ha sido documentada su presencia en estas aguas. Entre los criterios que se aplicaron para determinar su capacidad de lixiviar se buscó si este compuesto activo se ha encontrado en aguas subterráneas y que tan recurrente es su aparición en estas. Además, se consideraron las condiciones ambientales de la zona de estudio y como el pesticida se comportaría bajo esas condiciones (pH, %MO, textura de suelo, entre otros).

#### 4.3 Series de suelo en el área de estudio

Para poder aplicar estos índices en el área de estudio, fue necesario obtener las series de suelo predominantes del lugar y con ello, sus propiedades fisicoquímicas. Además, de identificar cuáles son las series de suelo en el área de estudio se obtuvieron los siguientes parámetros para cada serie de suelo:

- Tipo de Suelo
- pH
- Materia orgánica (%OM)
- Carbono orgánico (%OC)
- Densidad seca ( $\rho$ )
- Densidad aparente ( $\rho_a$ )
- Porosidad (P)
- Humedad retenida 1/3 atm
- Humedad retenida 15 atm
- Porcentaje de agua del suelo a capacidad de campo ( $\theta_{fc}$ )
- Porcentaje de gas del suelo ( $\theta_g$ )
- Tasa de recarga del acuífero (m/día)
- Profundidad del nivel freático (Z)

Esta información fue obtenida del estudio agrológico VIII región del CIREN (CIREN, 1999). En dicho informe faltaba información para una de las series de suelo del área de estudio, dicha falta de información fue subsanada gracias a datos aportados por el Dr. Marco Sandoval.

Para obtener la porosidad se aplica la siguiente fórmula:

Formula 1: Porosidad del suelo

$$P = \frac{\rho - \rho_a}{\rho} \times 100$$

Siendo  $\rho$  y  $\rho_a$  la densidad seca y aparente, respectivamente.

Para los parámetros de capacidad de campo y gas se aplican las siguientes fórmulas:

Formula 2: Porcentaje de agua y gas del suelo.

$$\theta_{FC} = \text{Humedad retenida } 1/3 \text{ atm} - \text{Humedad retenida } 15 \text{ atm}$$

$$\theta_g = P - \theta_{FC}$$

Siendo P la porosidad del suelo.

Para obtener tasa de recarga se revisó el estudio hidrogeológico para las cuencas del Biobío e Itata (Aquaterra Ingenieros Limitada, 2011). En dicho informe se reporta una profundidad del nivel freático variable a lo largo de la zona de estudio, pero se asumió una profundidad de 2 m.

#### 4.4 Cálculo de los índices de lixiviación

Los índices de lixiviación que se utilizaron fueron los siguientes:

##### 4.4.1 Retardation Factor

El índice Retardation factor está basado tanto en el  $K_{oc}$  y  $K_H$  del pesticida como en la densidad aparente, la fracción de materia orgánica y el contenido de agua a capacidad de campo del suelo. Este índice predice que a valores más altos la capacidad de movilidad del pesticida disminuye.

Formula 3: Retardation Factor

$$RF = \left[ 1 + \frac{\rho_b \times f_{oc} \times K_{oc}}{\theta_{FC}} + \frac{\theta_g \times K_H}{\theta_{FC}} \right]$$

Fuente:(Helling & Turner, 1968)

Siendo:

$\rho_b$ : Densidad aparente del suelo ( $\text{kg/m}^3$ ).

$f_{oc}$ : Fracción de carbono orgánico del suelo (%).

$K_{oc}$ : Coeficiente de partición carbono-agua (mL/g carbono orgánico).  
 $\theta_{FC}$ : Contenido volumétrico de agua a capacidad de campo (adimensional).  
 $\theta_g$ : Contenido de gas en el suelo (adimensional).  
 $K_H$ : Constante de Henry (Pa m<sup>3</sup>/mol).

Tabla 2: Valores de RF

Valor Rf	Categoría
Rf=1	Muy Alto
]1-2]	Alto
]2-3]	Medio
]3-10]	Bajo
Rf>10	Muy Bajo

#### 4.4.2 Hamaker RF

Este índice es similar al RF ya que se basa casi en los mismos parámetros, pero el autor dispone estas variables de forma diferente con el fin de obtener una mejor predicción.

Formula 4: Hamaker RF

$$Rf = \frac{1}{\{1 + (K_{oc} \times f_{oc} \times \rho_b \times (\theta^{-0,67} - 1))\}}$$

Fuente:(Hamaker, 1975).

Siendo:

$\rho_b$ : Densidad aparente del suelo (kg/m<sup>3</sup>).

$f_{oc}$ : Fracción de carbono orgánico del suelo.

$K_{oc}$ : Coeficiente de partición carbono-agua (mL/g carbono orgánico).

$\theta$ : Fracción porosa del suelo (adimensional).

Tabla 3: Valores Hamaker RF

Valor Hamaker's Rf	Categoría
0,64 – 1	Alto
0,35 – 0,64	Medio
0,1–0,35	Bajo
Hamaker's Rf < 0,1	Muy Bajo

#### 4.4.3 Briggs RF

En este índice Briggs intento explicar la capacidad de lixiviación de los pesticidas con la información que en ese tiempo se les exigía reportar a las

empresas que presentaban sus pesticidas a las agencias reguladoras. Así que mediante relaciones presentes en la literatura creó un índice basado en el  $K_{ow}$  del pesticida y el %OM presente en área de estudio.

#### Formula 5: Briggs RF

$$\text{Log} \left( \frac{1}{Rf} - 1 \right) = \text{Log} (K_{ow}) + \text{Log} (\text{OM}) - 1,33$$

Fuente: (Briggs, 1981)

Siendo:

OM: materia orgánica del suelo (%).

$K_{ow}$ : Coeficiente de partición octanol-agua (mL/g carbono orgánico).

Tabla 4: Valores Briggs RF

Valor Briggs RF	Clasificación
0,90–1,0	Clase 5 (Muy Alto)
0,89–0,65	Clase 4 (Alto)
0,64–0,35	Clase 3 (Medio)
0,34–0,10	Clase 2 (Bajo)
0–0,09	Clase 1 (Muy Bajo)

#### 4.4.4 LEACH Index

Este índice solo considera las propiedades fisicoquímicas del pesticida como su volatilidad, solubilidad, vida media y  $K_{oc}$ . Se considera que a mayores los valores de este índice, mayor es el potencial de lixiviar del pesticida.

#### Formula 6: LEACH Index

$$LEACH = \frac{S_w \times t_{1/2}}{V_p \times K_{oc}}$$

Fuente:(Pérez-Lucas, Vela, El Aatik, & Navarro, 2018)

Siendo:

$S_w$ : Solubilidad en agua (mg/L).

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

$V_p$ : Presión de vapor del pesticida (Pa).

$K_{oc}$ : Coeficiente de partición carbono-agua (mL/g carbono orgánico).

#### 4.4.5 Attenuation Factor

Este índice a partir del RF crea un nuevo índice que incluye la vida media del pesticida junto con más parámetros del área de estudio como el nivel freático y la tasa de recarga del acuífero. Este es uno de los índices que más se ha



ocupado a lo largo de los años. Se considera que a valores más altos la capacidad de lixiviación del pesticida es mayor.

#### Formula 7: Attenuation Factor

$$AF = \exp \left[ \frac{-0,693 \times d \times RF \times \theta_{FC}}{q \times t_{1/2}} \right]$$

Fuente: (Akay Demir et al., 2019; Pérez-Lucas, 2016)

Siendo

$d$ : Profundidad del agua subterránea (m).

RF: Retardation Factor.

$q$ : Tasa de recarga neta del acuífero (m/día).

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

$\theta_{FC}$ : Contenido volumétrico de agua a capacidad de campo (adimensional).

#### 4.4.6 GUS Index

El GUS index es uno de los índices más usados debido a su facilidad de uso ya que solo se basa en el  $K_{oc}$  y vida media del pesticida. Este índice junto al RF y AF son los más recurrentes en la literatura (Ibrahim & Ali, 2020; Katagi, 2013; Kogan et al., 2007; Paraiba & Spadotto, 2002).

#### Formula 8: Groundwater Ubiquity Score

$$GUS = [4 - \log(K_{oc})] \times \log(t_{1/2})$$

Fuente: (Gustafson, 1989)

Siendo:

$K_{oc}$ : Coeficiente de partición carbono-agua (mL/g carbono orgánico).

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

Tabla 5: Valores de GUS

Valor GUS	Categoría
$GUS > 2,8$	Lixiviable
1,8–2,8	Transición
$GUS < 1,8$	No Lixiviable

#### 4.4.7 Leaching Potential Index

Este índice al igual que el AF se basa en el RF a los cuales le agrega parámetros de nivel freático, tasa de recarga del acuífero y vida media del pesticida. Este índice es similar al AF; pero distribuye de forma diferentes las variables con el fin de no tener la gran variabilidad de resultados que entrega el AF.

Formula 9: Leaching Potential Index

$$LPI = \frac{1000 \times t_{1/2} \times q}{0,693 \times RF \times Z}$$

Fuente: (Meeks & Dean, 1991)

Siendo:

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

Z: Profundidad del agua subterránea (m).

RF: Retardation Factor.

q: Tasa de recarga neta del acuífero (m/día).

Tabla 6: Valores de LPI

LPI	Categoría
LPI > 90	Muy Alto
75 - 89	Alto
50 - 74	Moderado
25 - 49	Bajo
0 - 24	Muy Bajo

4.4.8 Hornsby Index

Este índice es similar al GUS ya que solo incluye el  $K_{oc}$  y la vida media del pesticida, con esto intenta predecir cuál va a ser la pérdida de masa del compuesto una vez ingresa al medio suelo.

Formula 10: Hornsby Index

$$HI = \frac{K_{oc}}{t_{1/2}} \times 10$$

Fuente: (Hornsby, 1992)

Siendo:

$K_{oc}$ : Coeficiente de partición carbono-agua (mL/g carbono orgánico).

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

Tabla 7: Valores Hornsby Index.

Hornsby Index	Clasificación
$HI \leq 10$ ( $KOC \leq 100$ )	Alto Potencial de Lixiviación
$HI \geq 2000$	Bajo Potencial de Lixiviación

Fuente:(Hornsby, 1992)

#### 4.4.9 Pesticide Leaching Potential

Este índice incluye otros parámetros que no son incluidos en otros índices como lo son la tasa de aplicación del pesticida (kg/ha) y la forma en que se aplica el pesticida. Para los cálculos del índice se ocupó la máxima cantidad recomendada por el fabricante y sólo se consideró una aplicación, mientras que en la vida real, un mismo pesticida puede ser aplicado más de una vez dentro de la misma temporada.

#### Formula 11: Pesticide Leaching Potential

$$PLP_{valor} = \frac{R \times F \times t_{1/2}}{K_{oc}}$$
$$PLP_{Indice} = (\log(PLP_{valor}))(14,3) + 57$$

Fuente: (AKAY, 2016)

Siendo:

F: Fracción del pesticida que alcanza el suelo durante su aplicación

R: Tasa de aplicación del pesticida (kg/ha).

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

$K_{oc}$ : Coeficiente de partición carbono-agua (mL/g carbono orgánico).

Tabla 8: Valores PLP

Valor PLP	Categoría
90 - 100	Muy Alto
70 - 89	Alto
50 - 69	Moderado
30 - 49	Bajo
0 - 29	Muy Bajo

Fuente: (AKAY, 2016)

#### 4.4.10 Groundwater Contamination Potential

Este índice combina el PLP junto con un nuevo índice llamado Soil Leaching Potential, este último busca catalogar al suelo en base a su textura, su pH y su % de materia orgánica. En base a estos tres parámetros clasifica cual es la vulnerabilidad del acuífero a ser contaminado por los pesticidas.

#### Formula 12: Soil Leaching Potential

$$SLP = \text{textura del suelo} + pH + \% \text{ materia organica}$$

Fuente: (Danielson et al., 1993)

Tabla 9: Textura de suelo para el cálculo de SLP.

Textura del suelo	Clasificación	Factor de importancia	Total
Arena gruesa, Arena, arena fina, Arena muy fina, Arena franca gruesa, Arena franca, Arena franca fina	10	6	60
Arena franca muy fino, Franco arenoso grueso, Franco arenoso, Franco arenoso fino	8	6	48
Franco arenoso muy fino, Franco, Franco limoso, Limo	6	6	36
Franco arenoso arcilloso, Franco arcilloso, Franco limoso arcilloso	4	6	24
Arcilla arenosa, Arcilla limosa	2	6	12
Arcilla, Saprico	1	6	6

Fuente: (Danielson et al., 1993)

Tabla 10: pH para el cálculo de SLP.

pH	Clasificación	Factor de importancia	Multiplicación
>7	10	3	30
6-7	6	3	18
5-6	3	3	9
<5	1	3	3

Fuente: (Danielson et al., 1993)

Tabla 11: Contenido de materia orgánica para el cálculo de SLP.

% Materia orgánica	% Materia húmica	Clasificación	Factor de importancia	Multiplicación
<2	<1	10	10	100
2-4	1-2	6	10	60
4-6	2-4	3	10	30
>6	>4	1	10	10

Fuente: (Danielson et al., 1993)

Tabla 12: Valores SLP

Valores SLP	Categoría
SLP > 160	Potencial Muy Alto de Lixiviación
135-160	Potencial Alto de Lixiviación
100-134	Potencial Medio de Lixiviación
55-99	Potencial Bajo de Lixiviación

SLP < 55	Potencial Muy Bajo de Lixiviación
----------	-----------------------------------

Fuente: (Danielson et al., 1993)

Formula 13: Groundwater Contamination potential

$$GWCP = \frac{PLP + SLP}{2}$$

Fuente: (Danielson et al., 1993).

Tabla 13: Valores GWCP.

Valor GWCP	Categoría
GWCP > 150	Alto
75 - 150	Moderado
GWCP < 75	Bajo

Fuente: (Danielson et al., 1993)

Tabla 14: Matriz de clasificación del riesgo.

Pesticide Leaching Potential (PLP)	Soil Leaching Potential (SLP)				
	Muy Alto	Alto	Moderado	Bajo	Muy Bajo
Muy Alto	Riesgo Muy Alto	Riesgo Muy Alto	Riesgo Alto	Riesgo Moderado	Riesgo Bajo
Alto	Riesgo Muy Alto	Riesgo Muy Alto	Riesgo Alto	Riesgo Moderado	Riesgo Bajo
Moderado	Riesgo Alto	Riesgo Alto	Riesgo Moderado	Riesgo Bajo	Riesgo Muy Bajo
Bajo	Riesgo Moderado	Riesgo Moderado	Riesgo Bajo	Riesgo Bajo	Riesgo Muy Bajo
Muy Bajo	Riesgo Bajo	Riesgo Bajo	Riesgo Muy Bajo	Riesgo Muy Bajo	Riesgo Muy Bajo

#### 4.4.11 AFT y AFR

Este índice fue presentado por Li et al y son dos modificaciones al AF para facilitar el análisis de los resultados de este. Estos índices son el factor de atenuación revisado (AFR) y el factor de atenuación log-transformado (AFT). La incorporación de estos se debe a que el AF presenta un rango demasiado grande de resultados, lo que dificulta la interpretación de estos, valores que varíen entre  $10^{-1}$  a  $10^{-500}$  son algo común en el AF (Akay Demir et al., 2019; Li et al., 1998)

#### Formula 14 AFT y AFR

$$AFT = \ln AF / -0,693$$

$$AFR = \ln AFT + k$$

Fuente: (Li et al., 1998)

Siendo:

AF: Attenuation Factor.

k: constante para que AFR siempre sea mayor a 1.

#### 4.4.12 LIX Index

Este índice se basa en los mismos parámetros que el GUS; pero los ordena de forma distinta, también tiene por objetivo mejorar las predicciones del índice GUS ya que este tenía problemas cuando los valores de vida media eran bajos o cuando el  $K_{oc}$  era muy elevado (Spadotto, 2002).

#### Formula 15: LIX Index

$$LIX = \exp(-k \times K_{oc})$$

$$O LIX = \exp\left(-\frac{0,693}{t_{1/2}} \times K_{oc}\right)$$

Fuente: (Spadotto, 2002)

Siendo:

k: Constante de degradación (1/día).

$K_{oc}$ : coeficiente de adsorción carbono orgánico (mL/g carbono orgánico).

Tabla 15: Valores LIX Index.

LIX	Categoría
1	Sumamente Lixiviable
0,1–1	Lixiviable
0 - 0,1	Transición
0	No lixiviable

Fuente: (Spadotto, 2002)

#### 4.4.13 LIN Index

Este índice se elaboró mediante un ACP aplicado a las propiedades fisicoquímicas de 150 pesticidas a estudiar. En estas propiedades se incluyeron el  $K_{ow}$ ,  $K_{oc}$ , solubilidad, volatilidad y  $K_H$ . Esto se debe porque a juicio del autor estas propiedades reflejan de mejor manera el comportamiento del pesticida una vez que este ingresa al medio ambiente (Gramatica & Guardo, 2002).

#### Formula 16: LIN Index

$$LIN = -0,531 \log K_{ow} + 0,518 \log S_w - 0,495 \log K_{oc} - 0,023 \log V_p - 0,452 \log K_H$$

Fuente: (Gramatica & Guardo, 2002)

Siendo:

$S_w$ : Solubilidad en agua (mg/L).

$V_p$ : Presión de vapor (mmHg).

$K_{oc}$ : coeficiente de adsorción carbono orgánico (mL/g carbono orgánico).

$K_H$ : Constante de Henry (Pa m<sup>3</sup>/mol).

$K_{ow}$ : Coeficiente de partición octanol-agua (mL/mL octanol).

#### 4.4.14 Vulnerability Index

Este índice se basa en una modelación de sensibilidad hecha por los mismos autores en los que se evalúan los parámetros de los índices LPI y AF. En esta modelación se observó que los parámetros más importantes para la lixiviación del pesticida son el nivel freático, la tasa de infiltración hacia la napa subterránea, la constante de degradación, el  $K_{oc}$  y el % de materia orgánica presente en el suelo. Todos estos factores son tomados en consideración en el VI el cual es una modificación del LPI index.

#### Formula 17: Vulnerability Index

$$VI = \frac{200 \times k \times \theta_{FC}}{z \times \rho_b \times (\%OM)} \times \frac{t_{1/2}}{K_{oc}} \times F_{DGW}$$

Fuente: (Schlosser et al., 2002)

Siendo:

$k$ : Constante de degradación (1/día).

$\theta_{FC}$ : Contenido volumétrico de agua a capacidad de campo (adimensional).

$z$ : Profundidad del suelo donde se concentra la materia orgánica (m).

$F_{DGW}$ : Factor según nivel freático.

$\rho_b$ : Densidad aparente del suelo (kg/m<sup>3</sup>).

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

$K_{oc}$ : coeficiente de adsorción carbono orgánico (mL/g carbono orgánico).

Tabla 16: Valores de  $F_{DGW}$  según el nivel freático.

Profundidad del nivel freático (m)	$F_{DGW}$
0-5	3
5-10	2,5
10-15	2
>15	1

Fuente: (Schlosser et al., 2002)

Tabla 17: Valores VI.

Valor VI	Categoría
0-9	Bajo
9-99	Medio
VI > 99	Alto

Fuente: (Rossetto et al., 2020)

#### 4.4.15 Global Leachability Index

Este índice se elaboró a través de un ACP en el cual se combinaron los índices GUS, LIN y LEACH para obtener un único valor integrado. Al índice LEACH le saca la presión de vapor de la fórmula y crea el Modified LEACH index (MLEACH). Esta modificación se debe a que se desea evitar contar dos veces la volatilización del pesticida, ya que esta ya se encuentra considerada dentro del parámetro de vida media del pesticida.

Formula 18: Modified LEACH

$$M. LEACH = \frac{S_w \times t_{1/2}}{K_{oc}}$$

Fuente: (Papa et al., 2004)

Siendo:

$t_{1/2}$ : Vida media del pesticida (días).

$S_w$ : Solubilidad en agua (mg/L).

$K_{oc}$ : coeficiente de adsorción carbono orgánico (mL/g carbono orgánico).

Formula 19: Global Leachability Index

$$GLI = 0,579LIN + 0,558GUS + 0,595MLEACH$$

Fuente: (Papa et al., 2004)

Tabla 18: Valores GLI.

Valor GLI	Categoría
GLI > 1	Alto
-0,5 a 1	Medio
GLI < -0,5	Bajo

Fuente: (Papa et al., 2004)

#### 4.4.16 YASGEP-P Index

Este índice fue presentado el año 2019 por AYŞE ECE AKAY y se elaboró a través de un análisis de componentes principales de 15 índices: AF, AFR/AFT, Hamaker's RF, Briggs RF, LPI, VI, LIX, GUS, Hornsby Index, LEACH, MLEACH, PLP, GWCP, LIN y GLI. A partir de este análisis creó un nuevo



índice llamado YASGEP-P el cual se basa en los índices: GUS, LIX, MLEACH, LIN, Briggs RF, Hamaker's RF, PLP y AFR.

#### Formula 20: YASGEP-P Index

$$\text{YASGEP-P} = (0.892) \text{ GUS} + (0.709) \text{ LIX} + (0.926) \text{ MLEACH} + (0.805) \text{ LIN} + (0.749) \text{ Briggs's RF} + (0.844) \text{ Hamaker's RF} + (0.910) \text{ PLP} + (-0.860) \text{ AFR}$$

Fuente: (Akay Demir et al., 2019)

Todos estos índices fueron calculados en el programa Microsoft Excel 2016.

#### 4.5 Análisis de componentes principales

La literatura nos indica que estos índices tienden a resultados que contrastan entre sí, esto se debe a que cada índice tiene su forma particular de calcular el potencial de lixiviación y fue elaborado en base a propiedades distintas. Aunque hay índices que se basan en las mismas propiedades fisicoquímicas la forma de hacer el cálculo es distinta lo que lleva a errores y sea difícil de comparar entre índices (Akay Demir et al., 2019; Papa et al., 2004).

Para poder analizar estos valores de una manera más global se recurrió a un Análisis de Componentes Principales (ACP). Esta técnica ya ha sido aplicada con otros índices de lixiviación como el LIN, GLI y YASGEP Index (Akay Demir et al., 2019; Gramatica & Guardo, 2002; Papa et al., 2004). El ACP es un método estadístico que nos ayuda a disminuir la dimensión del espacio muestral conservando la mayor cantidad de información posible (Rodrigo, 2017). Esto se lleva a cabo mediante una transformación lineal que se proyecta en los datos, la cual intenta captar la mayor cantidad de varianza en un nuevo eje (componente principal). Lo mismo se hace en el segundo eje y después con un tercero, siguiendo así hasta alcanzar el 100% de la varianza de los datos.

El objetivo de realizar este ACP es obtener un nuevo índice en base al primer componente, el cual se ocupará para hacer un nuevo cálculo de potencial de lixiviación de los pesticidas, siendo este el que se comparará con la información bibliográfica.

Se aplicó este análisis multivariado a las dos principales series de suelo presentes en el lugar. Esto se debe a que las propiedades fisicoquímicas que se presentan en el lugar varían bastante entre ambas series de suelo, por ende, los resultados que arrojan los índices también son diferentes en ambas series. Además, las predicciones de lixiviación de pesticidas para ambos suelos también eran distintas.

Para poder realizar el ACP se ocupó el software Rstudio junto con los paquetes PerformanceAnalytics (Peterson & Carl, 2020), readxl (Wickham & Bryan, 2019), psych (Revelle, 2020), hmisc (Harrel, 2021) y ggbiplot (Vu, 2011).

El procedimiento con el cual se llegó a la obtención de los dos ACP fue:

- Todos los cálculos de los índices fueron ingresados al programa mediante el paquete readxl.
- Entre todos los índices se presentó una gran variabilidad de resultados de más de 30 órdenes de magnitud, por lo que se realizó una transformación log+1 con el fin de suavizar los datos y disminuir la cantidad de datos atípicos. El criterio con el cual se definieron los datos atípicos fue el criterio de Tukey.
- Aquellos índices con gran variabilidad en sus resultados, muchos datos atípicos y/o muchos faltantes (NA en R) fueron descartados.
- En aquellos índices con pocos NAs o datos atípicos se procedió a imputar por la media de la variable (Jiménez Torres, 2019).
- Se aplicaron correlación de Kendall para realizar la matriz de correlaciones. La elección de este tipo de correlación se debe a que se les aplicó el test de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad de los índices. Se evidenció que algunos índices presentaban distribución normal y otros no, por ende, es mejor ocupar correlaciones de Kendall ya que es un método no paramétrico. Se prefiere el uso de correlaciones de Kendall por sobre el uso de Spearman debido a que el primero tiene un mejor desempeño en muestras pequeñas (Pluviophile, 2019).
- Para aquellos índices que presentaban una alta correlación (valor  $p \geq 0,7$ ) con dos o más índices, se agruparon y se dejó el índice más nuevo. Esto se debe a que varios índices son modificaciones de otros índices anteriores, por ende, tienden a ser similares.
- Además, a la matriz de correlaciones se le aplicaron los test de Barlett y KMO, con el fin de ver si esta es distinta a la matriz identidad y para ver si se puede factorizar de manera efectiva. En el primer caso el estadístico debe ser menor a 0,05 y para el KMO el valor global debe ser mayor a 0,5 (Carmona, 2014).
- A los índices restantes se les aplicó el criterio de comunalidad, en el cual los índices con un valor de comunalidad menor a 0,5 se descartaron (AKAY, 2016).
- Ya con los índices listos para el ACP se les realizó una normalización y se calculó el ACP.
- El último criterio de selección de los índices es que estos tienen que tener un factor de carga con valor absoluto mayor a 0,3 en el primer componente, de forma contraria estos son descartados.

- Se diseñó un nuevo índice para cada suelo en base al primer componente principal ya que este es el que conserva la mayor cantidad de varianza de los datos.

#### 4.6 Comparación resultados bibliográficos y los índices.

Para poder comparar los resultados de la revisión bibliográfica con los resultados de los índices se agruparon los pesticidas según su potencial bibliográfico y se numeraron del 1 al 23. Para ello se numeraron en los primeros lugares a los pesticidas que tenían mayor potencial y en los últimos lugares a los pesticidas que tenían menor potencial. Si en el ranking elaborado para cada índice los pesticidas se encontraban dentro del rango de valores entregados por el potencial bibliográfico, se consideraba que el índice había acertado en su predicción.

#### 4.7 Test de ANOVA y test de Kruskal-Wallis

Los test de ANOVA y Kruskal son test estadísticos que tienen por objetivo comparar las medias de dos o más grupos. La diferencia que existe entre ambos es que el test ANOVA se utiliza cuando se trabaja con datos paramétricos, en cambio, el segundo se utiliza cuando los datos presentan una distribución no normal (Amat Rodrigo, 2016). En este caso lo que queremos analizar es si existen diferencias estadísticamente significativas en los resultados de los índices para ambas series de suelo. Esto con el fin de ver si la diferencias en los parámetros de ambas series de suelos eran importantes en los resultados de los índices o no. Este test sólo se aplicó a aquellos índices que consideran tanto parámetros del pesticida como del suelo. Para ambos tests, el valor del estadístico p debe ser mayor a 0,05 para que las diferencias entre dos o más grupos sean estadísticamente significativas.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Pesticidas usados en el área de estudio

Durante el mes de febrero del año 2020 se preguntó en dos distribuidoras (Acoma y Copeval) de productos agrícolas sobre cuáles eran los pesticidas que más se vendían a lo largo del año con los siguientes resultados:

Tabla 19: Productos más vendidos.

<b>Herbicidas</b>	<b>Insecticidas</b>	<b>Funguicidas</b>
RANGO / FULL	ZERO 5 EC	BENOMYL
ROUNDUP FULL	KARATE ZEON	METALAXYL
CORTADOR	BALAZO	MANCOLAXYL
TITAN	DIMETOATO	MOXAN
GLIFOSPEC	CLORPIRIFOS	MANCONAZEB
ATILA	TROYA	ANAGRAM
TRIDENT	FAST PLUS	DAGGER
GARLON 4	ABAMAX	CLOROTALONIL
ARCO 2 4 D	MURALLA	BRAVO 720
MCPA		PUGIL
OVASSION / EXTRA		CAPTAN
HUMMER 24 EC		
HUSSAR		
BRUMBY		
PARAQUAT		

De esos 35 productos se descartó el funguicida ANAGRAM porque este se aplica como protector de semillas y lo que se buscaba evaluar son aquellos pesticidas que se apliquen directamente a los cultivos. Dentro de los restantes 34 productos se identificaron un total de 23 compuestos activos.

Tabla 20: Pesticidas identificados en el área de estudio.

<b>HERBICIDAS</b>	<b>INSECTICIDAS</b>	<b>FUNGUICIDAS</b>
glyphosate	Cyhalothrin	Benomyl
Triclopyr 2-butoxyethylester	Methomyl	Metalaxyl
2,4-D	dimethoate	Mancozeb
MCPA	Chlorpyrifos	Cymoxanil
iodosulfuron methyl sodium	Abamectin	Iprodione
Metsulfuron-methyl	Imidacloprid	Chlorothalonil
Clodinafop-Propargyl	Deltamethrin	Captan
Cloquintocet-mexyl		
1,1'-Dimethyl-4,4'-bipyridinium dichloride		

Dentro de estos compuestos activos los que más se repiten son el Glifosato (5 productos), Mancozeb (4 productos) y clorotalonilo (3 productos). Si bien en el

caso del Glifosato se comercializa en más de una forma química para efectos de la presente tesis este se analizó sólo en su forma más común.

El último informe nacional de ventas de pesticidas fue elaborado por el SAG el año 2012, dentro de dicho informe esta desagregado a nivel regional cuales son los pesticidas más vendidos dentro de ese año (SAG, 2012). En ese informe no se encuentra separada la Región de Ñuble; pero los pesticidas vendidos para la región de Biobío/Ñuble concuerdan bastante con los productos identificados en el área de estudio. Caso notorio es el del Glifosato ya que supera por lejos a los otros pesticidas vendidos dentro de la región, esto concuerda con el hecho de que el Glifosato es el herbicida más vendido a nivel mundial (Rendón-Von Osten & Dzul-Caamal, 2017). También destaca la Atrazina, la cual no está identificada dentro de los pesticidas encontrados en el área de estudio. En el caso de los insecticidas el Clorpirifos, la Cihalotrina y la Abamectina se encuentran dentro de los 5 más vendidos. Para los funguicidas solo el Mancozeb aparece dentro de los primeros 10 más vendidos de la región.

La tabla con las propiedades fisicoquímicas de los compuestos activos se presenta en el ANEXO I.

Posterior a aquello se revisó en la bibliografía cuál es el potencial de lixiviación de cada uno de los pesticidas en la zona de estudio.

Tabla 21: Potenciales de lixiviación de los pesticidas identificados para la **serie Chacayal**.

<b>Compuestos activos</b>		
<b>Potencial alto</b>	<b>Potencial medio</b>	<b>Potencial bajo</b>
2,4-D	Triclopyr 2-butoxyethylester	Glyphosate
MCPA	Methomyl	Cloquintocet-mexyl
Dimethoate	Mancozeb	1,1'-Dimethyl-4,4'-bipyridinium dichloride
Imidacloprid	Cymoxanil	Cyhalothrin
Metalaxyl	Iprodione	Chlorpyrifos
	Iodosulfuron methyl sodium	Abamectin
	Metsulfuron-methyl	Deltamethrin
		Benomyl
		Chlorothalonil
		Captan
		Clodinafop-Propargyl

Tabla 22 Potenciales de lixiviación de los pesticidas identificados para la **serie Mebuca.**

<b>Compuestos activos</b>		
<b>Potencial alto</b>	<b>Potencial medio</b>	<b>Potencial bajo</b>
2,4-D	glyphosate	Cloquintocet-mexyl
MCPA	Triclopyr 2-butoxyethylester	1,1'-Dimethyl-4,4'-bipyridinium dichloride
Methomyl	Metsulfuron-methyl	Cyhalothrin
dimethoate	Clodinafop-Propargyl	Chlorpyrifos
Imidacloprid	Mancozeb	Abamectin
Metalaxyl	Cymoxanil	Deltamethrin
iodosulfuron methyl sodium	Iprodione	Benomyl
		Chlorothalonil
		Captan

La serie Chacayal presentó 5 pesticidas con un potencial alto de lixiviación, 7 con un potencial medio y 11 con un potencial medio. Para la serie Mebuca se identificaron 7 pesticidas con un potencial bajo, 7 con un potencial medio y 9 con un potencial bajo.

## 5.2 Series de suelo del área de estudio

Dentro del área de estudio se identificaron cuatro series de suelo predominantes: Arrayán, Chacayal, Mebuca y Talquipen. La serie de suelo que predomina en el lugar es la serie Chacayal seguida por Mebuca y Arrayán, siendo Talquipen la que tiene menor representación dentro del área.

Tabla 23: Propiedades de las series de suelo.

<b>Serie de Suelo</b>	<b>Tipo de suelo</b>	<b>pH</b>	<b>% OM</b>	<b>% Carbono Orgánico</b>	<b>Densidad aparente</b>	<b>Porosidad suelo</b>	$\theta_{FC}$	$\theta_G$
Chacayal	Franco Limoso	5,74	7,40	4,29	0,95	64,14	18,77	45,38
Arrayán	Franco Limoso	5,93	7,31	4,27	0,90	65,55	23,79	41,76
Talquipén	Franco	5,90	2,05	1,19	1,42	46,30	7,03	39,28
Mebuca	Franco Areno-Limoso	5,83	1,84	1,07	1,25	52,80	10,00	42,80

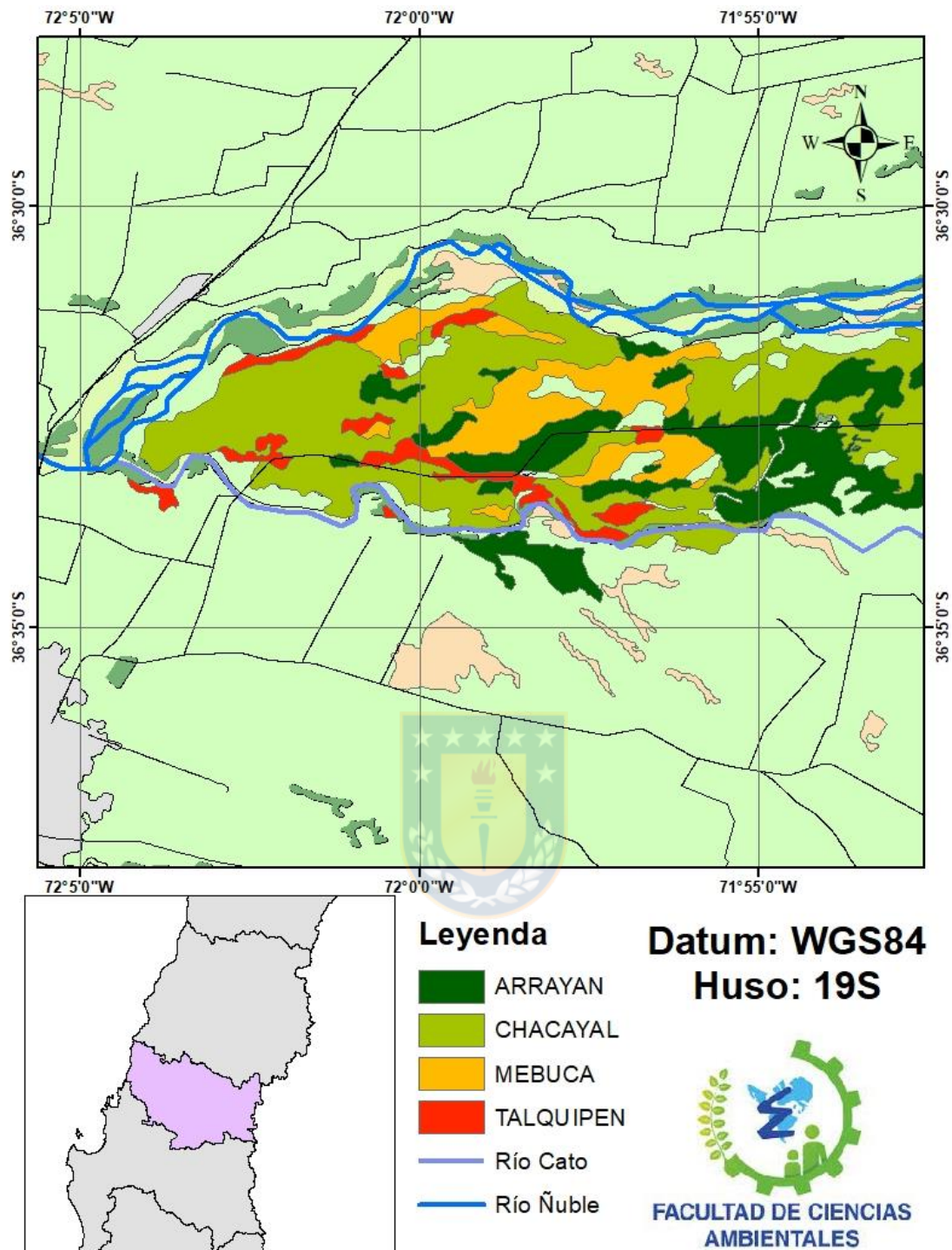


Figura 10: Series de suelo área de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Como se aprecia en la tabla N°20 todas las series de suelo presentan un pH moderadamente ácido, esto es característico de los suelos volcánicos del centro-sur chileno (Báez et al., 2015). En relación a la textura también son bastantes similares ya que son principalmente suelos francos, con algunas variaciones de franco limoso a franco arenoso limoso. Donde se puede ver mayor diferencia es en los parámetros de %OM y densidad aparente, siendo el

primero fundamental en los procesos de adsorción de pesticidas. En cambio, la densidad aparente incide en la porosidad del suelo y esta a su vez, incide en la capacidad de retención de agua que presenta el suelo. Por ende, se podría esperar que los pesticidas presenten una mayor capacidad de lixiviación en las series Talquipén y Mebuca, debido a que estas presentan un bajo porcentaje de materia orgánica y menor porosidad que las otras dos series de suelo.

Las series Chacayal y Arrayán tienen parámetros muy similares, por lo que para los cálculos se escogió la que tenía mayor representación en el área. Tal como se observa en la figura 10, la serie con mayor predominancia en el área de estudio es Chacayal. Lo mismo se hizo con la serie Mebuca, que es muy similar a la serie Talquipén; pero la primera tiene mayor representación en el área.

### 5.3 Cálculo de índices de lixiviación

Se realizaron los cálculos para los índices RF, Hamaker RF, Briggs RF, Attenuation Factor, LEACH, MLEACH, GUS, LPI, Hornsby Index, PLP, GWCP, LIX, LIN, GLI, VI y YASGEP-P.

Las tablas con todos los resultados están en los ANEXOS II y III.

#### 5.3.1 Retardation Factor

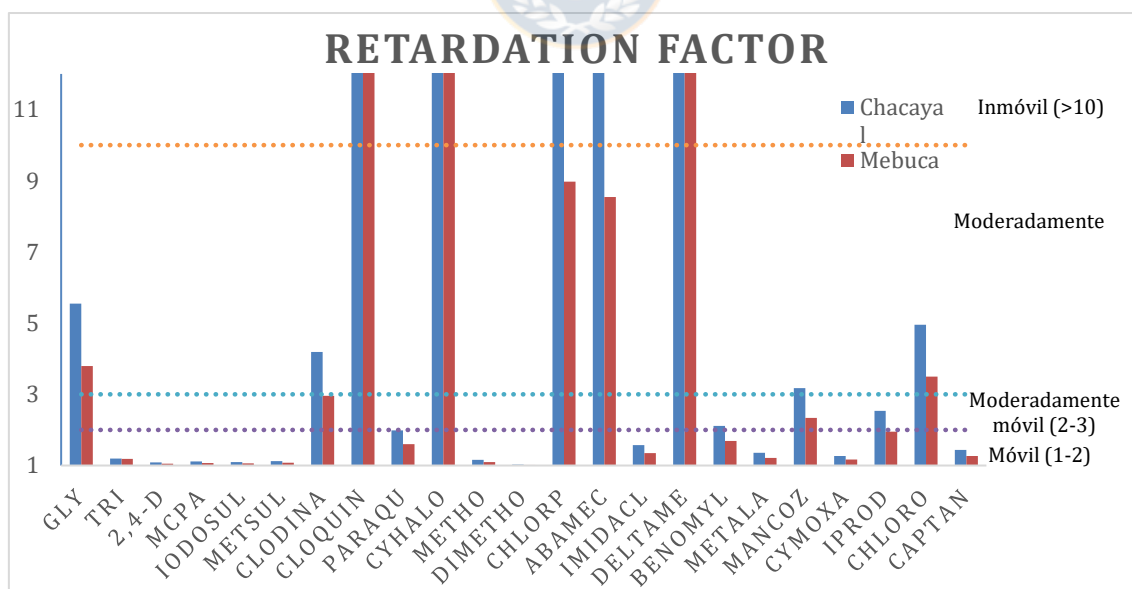


Figura 11: Retardation Factor.

De acuerdo a este índice en la serie Chacayal 5 pesticidas serían inmóviles, 4 con baja capacidad, 2 con una capacidad moderada y 12 serían móviles en el suelo. En cambio, en la serie de suelo Mebuca 3 serían inmóviles, 4 con baja capacidad, 2 con capacidad moderada y 14 con alta capacidad de movilidad.



Entre los que destacan con mayor movilidad son el Dimetoato, el 2,4-D y el Iodosulfuron. En cambio, los con menor movilidad son la Cihalotrina, Cloquinocet y Deltametrina.

Tabla 24: Resultados y ranking índice RF.

<b>Pesticidas</b>	<b>Chacayal</b>	<b>Mebuca</b>	<b>Pesticidas</b>	<b>Chacayal</b>	<b>Mebuca</b>
<b>GLY</b>	Moderadamente Inmóvil (18)	Moderadamente Inmóvil (18)	<b>CHLORP</b>	Inmóvil (19)	Moderadamente Inmóvil (20)
<b>TRI</b>	Móvil (7)	Móvil (8)	<b>ABAMEC</b>	Inmóvil (20)	Moderadamente Inmóvil (19)
<b>2,4-D</b>	Móvil (2)	Móvil (2)	<b>IMIDACL</b>	Móvil (1)	Móvil (11)
<b>MCPA</b>	Móvil (4)	Móvil (4)	<b>DELTAME</b>	Inmóvil (21)	Inmóvil (21)
<b>IODOSUL</b>	Móvil (3)	Móvil (3)	<b>BENOMYL</b>	Moderadamente Móvil (13)	Móvil (13)
<b>METSUL</b>	Móvil (5)	Móvil (5)	<b>METALA</b>	Móvil (9)	Móvil (9)
<b>CLODINA</b>	Moderadamente Inmóvil (16)	Moderadamente Móvil (16)	<b>MANCOZ</b>	Moderadamente Inmóvil (15)	Moderadamente Móvil (15)
<b>CLOQUIN</b>	Inmóvil (22)	Inmóvil (22)	<b>CYMOXA</b>	Móvil (8)	Móvil (7)
<b>PARAQU</b>	Móvil (12)	Móvil (12)	<b>IPROD</b>	Moderadamente Inmóvil (14)	Móvil (14)
<b>CYHALO</b>	Inmóvil (23)	Inmóvil (23)	<b>CHLORO</b>	Moderadamente Inmóvil (17)	Moderadamente Inmóvil (17)
<b>METHO</b>	Móvil (6)	Móvil (6)	<b>CAPTAN</b>	Móvil (10)	Móvil (10)
<b>DIMETHO</b>	Móvil (1)	Móvil (1)			

En relación a la forma de ordenar que tiene este índice, es bastante similar en las dos series de suelo y no se presentan diferencias a excepción de los pesticidas Triclorpir y Cymoxanil, los cuales cambian entre la 7ma y 8va posición.

### 5.3.2 Hamaker RF

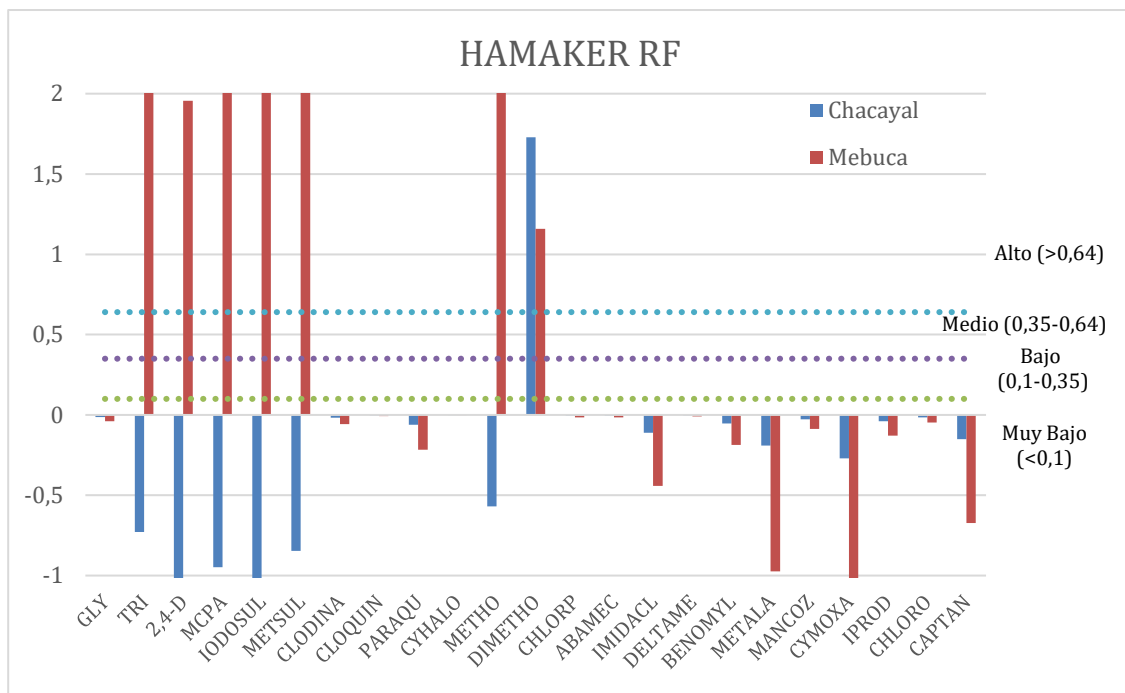


Figura 12: Hamaker RF.

Este índice predice que todos los pesticidas presentan un muy bajo potencial de lixiviación en la serie Chacayal a excepción del Dimetoato, que presenta un potencial alto de lixiviación. Esto cambia cuando se aplica a la serie Mebuca ya que 7 pesticidas presentan un potencial alto de lixiviación, los restantes 16 presentan un potencial muy bajo. En la serie de suelo Chacayal los pesticidas con mayor potencial son Dimetoato, Cihalotrina y Cloquinocet. En cambio, en la serie de suelo Mebuca son Methomyl, Triclorpir y Metsulfuron. La forma en que este índice ordena los pesticidas cambia bastante en las dos series de suelo estudiadas.

Tabla 25: Resultados y ranking Hamaker RF.

Pesticidas	Chacayal	Mebuca	Pesticidas	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	Muy Bajo (7)	Muy Bajo (13)	<b>CHLORP</b>	Muy Bajo (6)	Muy Bajo (12)
<b>TRI</b>	Muy Bajo (19)	Alto (2)	<b>ABAMEC</b>	Muy Bajo (5)	Muy Bajo (11)
<b>2,4-D</b>	Muy Bajo (23)	Alto (6)	<b>IMIDACL</b>	Muy Bajo (14)	Muy Bajo (20)
<b>MCPA</b>	Muy Bajo (21)	Alto (4)	<b>DELTAME</b>	Muy Bajo (4)	Muy Bajo (10)
<b>IODOSUL</b>	Muy Bajo (22)	Alto (5)	<b>BENOMYL</b>	Muy Bajo (12)	Muy Bajo (18)
<b>METSUL</b>	Muy Bajo (20)	Alto (3)	<b>METALA</b>	Muy Bajo (16)	Muy Bajo (22)
<b>CLODINA</b>	Muy Bajo (9)	Muy Bajo (15)	<b>MANCOZ</b>	Muy Bajo (10)	Muy Bajo (16)
<b>CLOQUIN</b>	Muy Bajo (3)	Muy Bajo (9)	<b>CYMOXA</b>	Muy Bajo (17)	Muy Bajo (23)
<b>PARAQU</b>	Muy Bajo (13)	Muy Bajo (19)	<b>IPROD</b>	Muy Bajo (11)	Muy Bajo (17)
<b>CYHALO</b>	Muy Bajo (2)	Muy Bajo (8)	<b>CHLORO</b>	Muy Bajo (8)	Muy Bajo (14)
<b>METHO</b>	Muy Bajo (18)	Alto (1)	<b>CAPTAN</b>	Muy Bajo (15)	Muy Bajo (21)
<b>DIMETHO</b>	Alto (1)	Alto (7)			

### 5.3.3 Briggs RF

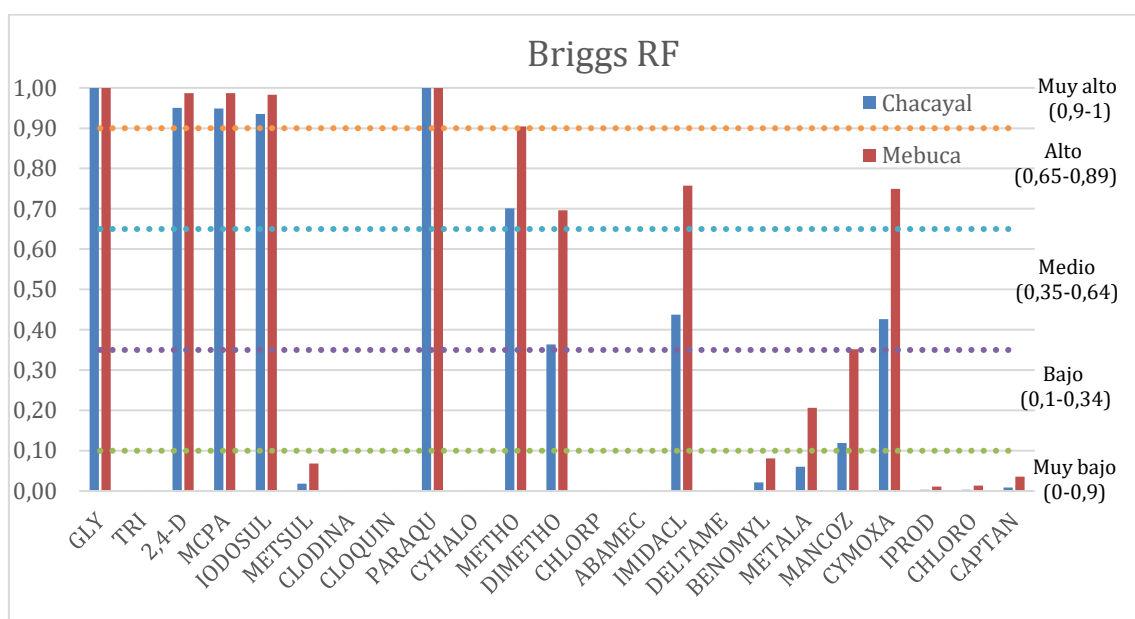


Figura 13: Briggs RF

Este índice predice que en la serie Chacayal, 5 pesticidas tienen una capacidad muy alta, 1 pesticida una capacidad alta, 3 capacidad media, 1 capacidad baja y 13 una capacidad muy baja. En la serie Mebuca 6 pesticidas presentan una capacidad muy alta, 3 presentan una capacidad alta, 1 capacidad media, 1 baja y 12 una capacidad muy baja.

Tabla 26: Resultados y ranking Briggs RF.

Pesticidas	Chacayal	Mebuca	Pesticidas	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	Muy Alto (2)	Muy Alto (2)	<b>CHLORP</b>	Muy Bajo (19)	Muy Bajo (19)
<b>TRI</b>	Muy Bajo (18)	Muy Bajo (18)	<b>ABAMEC</b>	Muy Bajo (22)	Muy Bajo (22)
<b>2,4-D</b>	Muy Alto (3)	Muy Alto (3)	<b>IMIDACL</b>	Medio (7)	Alto (7)
<b>MCPA</b>	Muy Alto (4)	Muy Alto (4)	<b>DELTAME</b>	Muy Bajo (21)	Muy Bajo (21)
<b>IODOSUL</b>	Muy Alto (5)	Muy Alto (5)	<b>BENOMYL</b>	Muy Bajo (12)	Muy Bajo (12)
<b>METSUL</b>	Muy Bajo (13)	Muy Bajo (13)	<b>METALA</b>	Muy Bajo (11)	Bajo (11)
<b>CLODINA</b>	Muy Bajo (17)	Muy Bajo (17)	<b>MANCOZ</b>	Bajo (10)	Medio (10)
<b>CLOQUIN</b>	Muy Bajo (20)	Muy Bajo (20)	<b>CYMOXA</b>	Medio (8)	Alto (8)
<b>PARAQU</b>	Muy Alto (1)	Muy Alto (1)	<b>IPROD</b>	Muy Bajo (16)	Muy Bajo (16)
<b>CYHALO</b>	Muy Bajo (23)	Muy Bajo (23)	<b>CHLORO</b>	Muy Bajo (15)	Muy Bajo (15)
<b>METHO</b>	Alto (6)	Muy Alto (6)	<b>CAPTAN</b>	Muy Bajo (14)	Muy Bajo (14)
<b>DIMETHO</b>	Medio (9)	Alto (9)			

### 5.3.4 Attenuation Factor

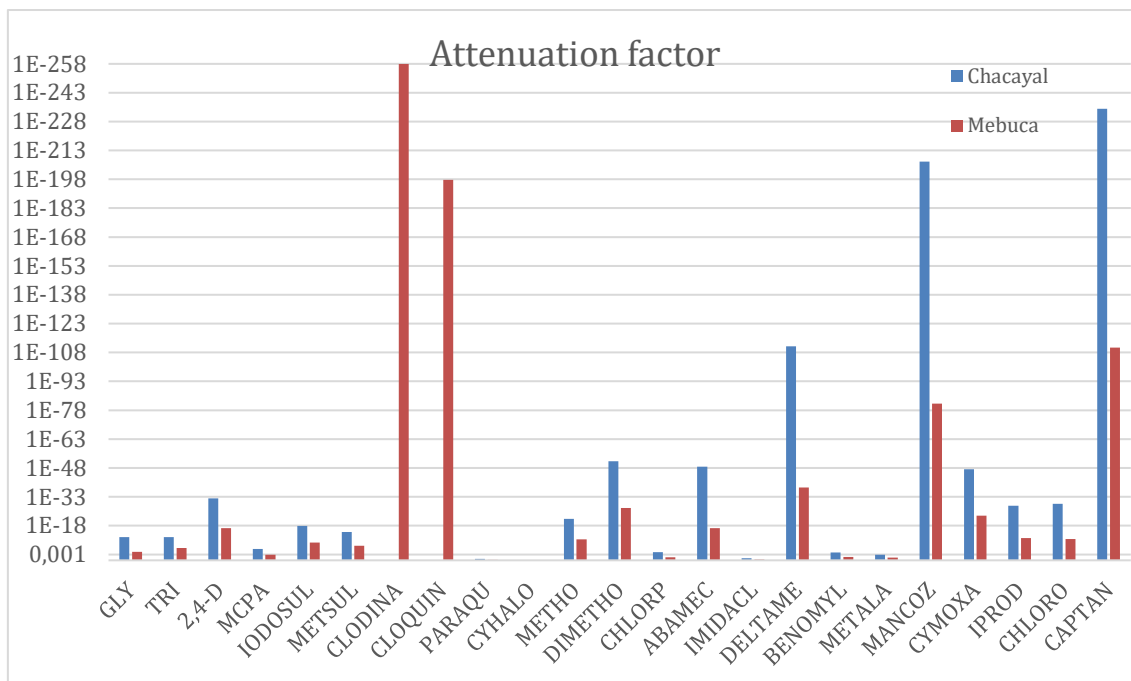


Figura 14: Attenuation Factor.

Este índice presenta una gran variabilidad entre sus resultados, esto es normal en este índice y es una de sus principales desventajas (Li et al., 1998). En relación a la forma en que este índice organiza los pesticidas en ambas series, es bastante similar con algunos cambios menores en la posición de algunos pesticidas. Entre los pesticidas catalogados con el mayor potencial de lixiviar se encuentran el Paraquat, Imidacloprid y Metalaxyl. Dentro de los con menor potencial encontramos a la Cihalotrina, Clodinafop y Cloquinocet.

Tabla 27: Ranking de pesticidas Attenuation Factor.

Pesticidas	Chacayal	Mebuca	Pesticidas	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	8	7	<b>CHLORP</b>	5	4
<b>TRI</b>	7	8	<b>ABAMEC</b>	16	15
<b>2,4-D</b>	14	14	<b>IMIDACL</b>	2	2
<b>MCPA</b>	6	6	<b>DELTA</b>	18	18
<b>IODOSUL</b>	10	10	<b>BENOMYL</b>	4	5
<b>METSUL</b>	9	9	<b>METALA</b>	3	3
<b>CLODINA</b>	21	22	<b>MANCOZ</b>	19	19
<b>CLOQUIN</b>	21	21	<b>CYMOXA</b>	15	16
<b>PARAQU</b>	1	1	<b>IPROD</b>	12	13
<b>CYHALO</b>	21	23	<b>CHLORO</b>	13	12
<b>METHO</b>	11	11	<b>CAPTAN</b>	20	20
<b>DIMETHO</b>	17	17			

### 5.3.5 LEACH Index

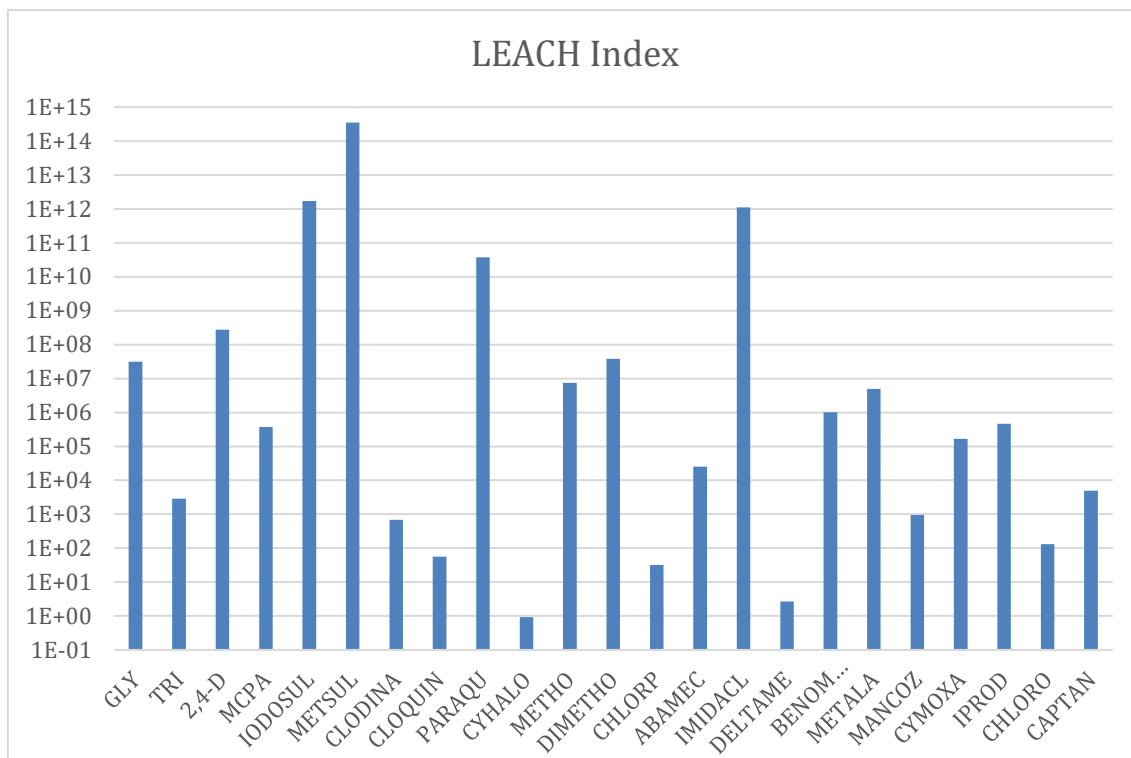


Figura 15: LEACH Index.

El LEACH index también presenta el problema de la variabilidad en sus resultados, esto se ve reflejado en los 15 órdenes de magnitud que hay entre el compuesto con mayor potencial de lixiviación y el compuesto con menor. Entre los pesticidas con mayor potencial encontramos al Metsulfuron, Iodosulfuron e Imidacloprid. Entre los con menor potencial encontramos al Cihalotrina, Deltametrina y Clorpirifos.

Tabla 28: Ranking de pesticidas LEACH Index.

Pesticidas	Posición	Pesticidas	Posición	Pesticidas	Posición
<b>GLY</b>	7	<b>PARAQU</b>	4	<b>BENOMYL</b>	10
<b>TRI</b>	16	<b>CYHALO</b>	23	<b>METALA</b>	9
<b>2,4-D</b>	5	<b>METHO</b>	8	<b>MANCOZ</b>	17
<b>MCPA</b>	12	<b>DIMETHO</b>	6	<b>CYMOXA</b>	13
<b>IODOSUL</b>	2	<b>CHLORP</b>	21	<b>IPROD</b>	11
<b>METSUL</b>	1	<b>ABAMEC</b>	14	<b>CHLORO</b>	19
<b>CLODINA</b>	18	<b>IMIDACL</b>	3	<b>CAPTAN</b>	15
<b>CLOQUIN</b>	20	<b>DELTAME</b>	22		

### 5.3.6 GUS Index

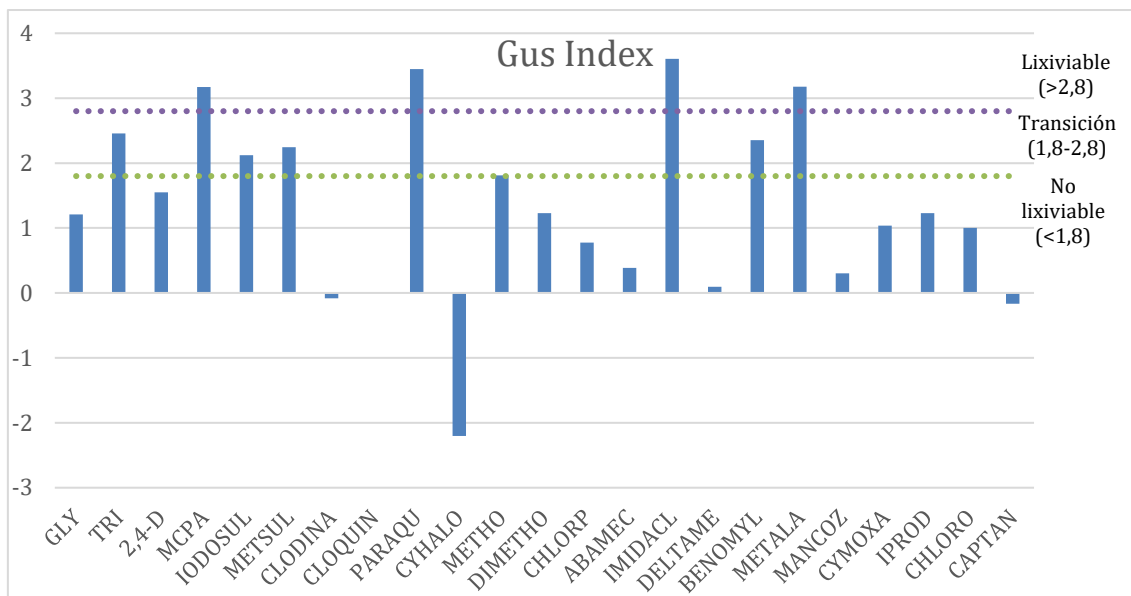


Figura 16: GUS Index.

En relación a la variabilidad que presenta este índice esta no es tan grande en comparación a otros índices, esto pasa porque se aplican logaritmos a los valores de vida media y  $K_{oc}$ . En este índice 4 pesticidas fueron catalogados como lixiviables, 5 con capacidad media y 14 con baja capacidad. Dentro de los pesticidas con mayor capacidad de lixiviar se encuentran el Imidaclorpid, Paraquat y Metalaxyl. Los con menor capacidad de lixiviar se encuentran el Cihalotrina, Captan y Clodinafop.

Tabla 29: Resultados y ranking de pesticidas GUS Index.

Pesticida	Potencial	Posición	Pesticida	Potencial	Posición
<b>GLY</b>	No Lixiviable	13	<b>CHLORP</b>	No Lixiviable	16
<b>TRI</b>	Transición	5	<b>ABAMEC</b>	No Lixiviable	17
<b>2,4-D</b>	No Lixiviable	10	<b>IMIDACL</b>	Lixiviable	1
<b>MCPA</b>	Lixiviable	4	<b>DELTAME</b>	No Lixiviable	19
<b>IODOSUL</b>	Transición	8	<b>BENOMYL</b>	Transición	6
<b>METSUL</b>	Transición	7	<b>METALA</b>	Lixiviable	3
<b>CLODINA</b>	No Lixiviable	21	<b>MANCOZ</b>	No Lixiviable	18
<b>CLOQUIN</b>	No Lixiviable	20	<b>CYMOXA</b>	No Lixiviable	14
<b>PARAQU</b>	Lixiviable	2	<b>IPROD</b>	No Lixiviable	11
<b>CYHALO</b>	No Lixiviable	23	<b>CHLORO</b>	No Lixiviable	15
<b>METHO</b>	Transición	9	<b>CAPTAN</b>	No Lixiviable	22
<b>DIMETHO</b>	No Lixiviable	12			

### 5.3.7 Leaching Potential Index

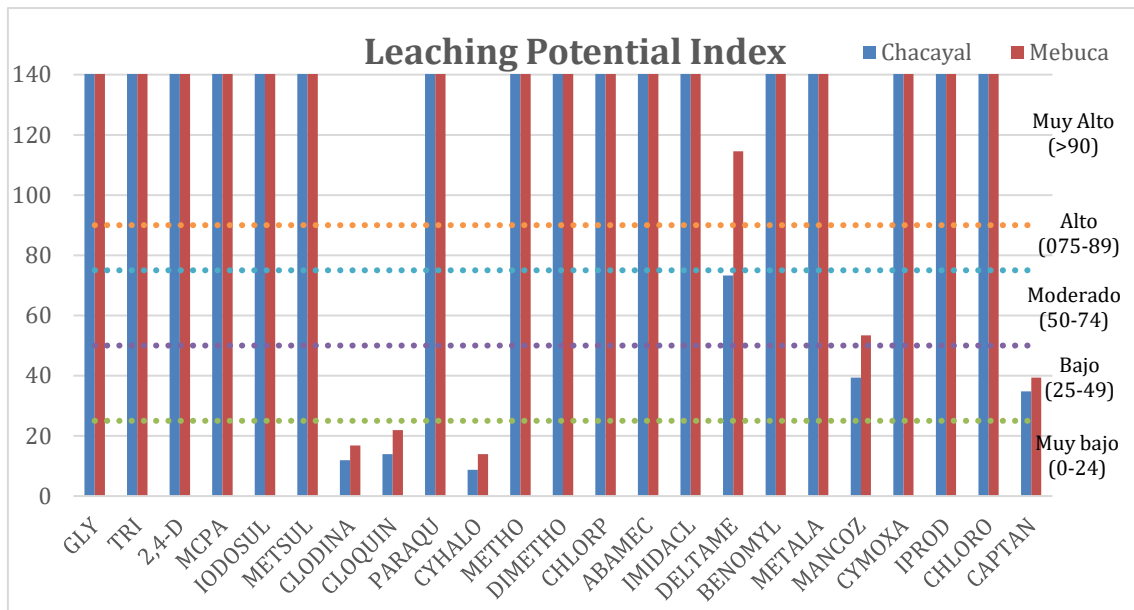


Figura 17: Leaching Potential Index.

Este índice en la serie Chacayal define a 15 pesticidas con una capacidad muy alta, 2 con capacidad alta, 1 con capacidad baja y 5 con capacidad muy baja. En cambio, para la serie Mebuca este índice cataloga a 16 pesticidas con una capacidad muy alta, 1 con capacidad alta, 1 con moderada, 1 con capacidad baja y 4 con capacidad muy baja. En relación a la variabilidad de los resultados, a pesar de ser mucho menor que los resultados que entrega el AF, esta sigue siendo alta. Esto se ve reflejado en que este índice está diseñado para variar entre el valor 0 y unas cuantas centenas, lo que no se vio reflejado en nuestros resultados ya que se encontraron valores superiores a 10.000 como en el caso del Paraquat. En lo que respecta al ordenamiento que este índice presenta de los resultados, para ambas series de suelo los pesticidas con mayor capacidad de lixiviación fueron el Paraquat, el Imidaclorpid y el Metalaxyl. En cambio, los con menor capacidad fueron el Cihalotrina, el Clodinafop y el Cloquinocet.

Tabla 30: Resultados LPI

Pesticidas	Chacayal	Mebuca	Pesticidas	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	Muy Alto (8)	Muy Alto (7)	<b>CHLORP</b>	Muy Alto (5)	Muy Alto (4)
<b>TRI</b>	Muy Alto (7)	Muy Alto (8)	<b>ABAMEC</b>	Muy Alto (16)	Muy Alto (15)
<b>2,4-D</b>	Muy Alto (14)	Muy Alto (14)	<b>IMIDACL</b>	Muy Alto (2)	Muy Alto (2)
<b>MCPA</b>	Muy Alto (6)	Muy Alto (6)	<b>DELTAME</b>	Moderado (18)	Muy Alto (18)
<b>IODOSUL</b>	Muy Alto (10)	Muy Alto (10)	<b>BENOMYL</b>	Muy Alto (4)	Muy Alto (5)
<b>METSUL</b>	Muy Alto (9)	Muy Alto (9)	<b>METALA</b>	Muy Alto (3)	Muy Alto (3)
<b>CLODINA</b>	Muy Bajo (22)	Muy Bajo (22)	<b>MANCOZ</b>	Bajo (19)	Moderado (19)
<b>CLOQUIN</b>	Muy Bajo (21)	Muy Bajo (21)	<b>CYMOXA</b>	Muy Alto (15)	Muy Alto (16)
<b>PARAQU</b>	Muy Alto (1)	Muy Alto (1)	<b>IPROD</b>	Muy Alto (12)	Muy Alto (13)
<b>CYHALO</b>	Muy Bajo (23)	Muy Bajo (23)	<b>CHLORO</b>	Muy Alto (13)	Muy Alto (12)
<b>METHO</b>	Muy Alto (11)	Muy Alto (11)	<b>CAPTAN</b>	Bajo (20)	Bajo (20)
<b>DIMETHO</b>	Muy Alto (17)	Muy Alto (17)			

### 5.3.8 Hornsby Index

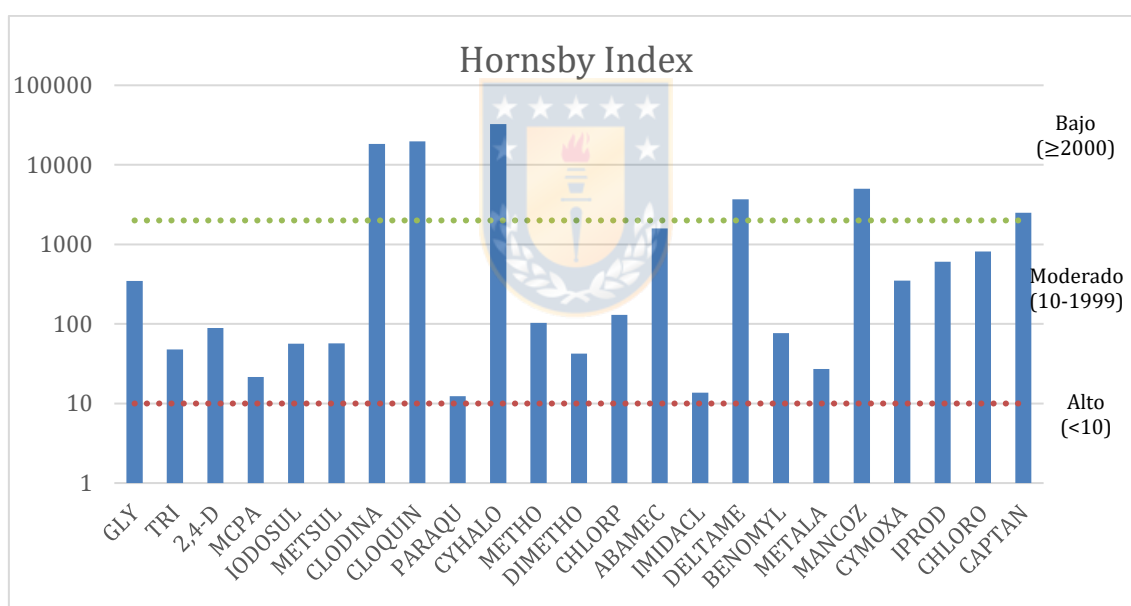


Figura 18: Hornsby Index.

Este índice catalogó a 6 pesticidas con un bajo potencial de lixiviar y los restantes 17 fueron catalogados con potencial moderado. El rango de valores obtenidos es relativamente normal ya que este índice normalmente presenta ese rango de valores. Entre los pesticidas identificados con un mayor potencial de lixiviación encontramos al Paraquat, Imidacloprid y el Mcpa.



Tabla 31: Resultados Hornsby Index.

Pesticidas	Potencial	Posición	Pesticidas	Potencial	Posición
<b>GLY</b>	Medio	13	<b>CHLORP</b>	Medio	12
<b>TRI</b>	Medio	6	<b>ABAMEC</b>	Medio	17
<b>2,4-D</b>	Medio	10	<b>IMIDACL</b>	Medio	2
<b>MCPA</b>	Medio	3	<b>DELTAME</b>	Bajo	19
<b>IODOSUL</b>	Medio	7	<b>BENOMYL</b>	Medio	9
<b>METSUL</b>	Medio	8	<b>METALA</b>	Medio	4
<b>CLODINA</b>	Bajo	21	<b>MANCOZ</b>	Bajo	20
<b>CLOQUIN</b>	Bajo	22	<b>CYMOXA</b>	Medio	14
<b>PARAQU</b>	Medio	1	<b>IPROD</b>	Medio	15
<b>CYHALO</b>	Bajo	23	<b>CHLORO</b>	Medio	16
<b>METHO</b>	Medio	11	<b>CAPTAN</b>	Bajo	18
<b>DIMETHO</b>	Medio	5			

### 5.3.9 Pesticide Leaching Potential

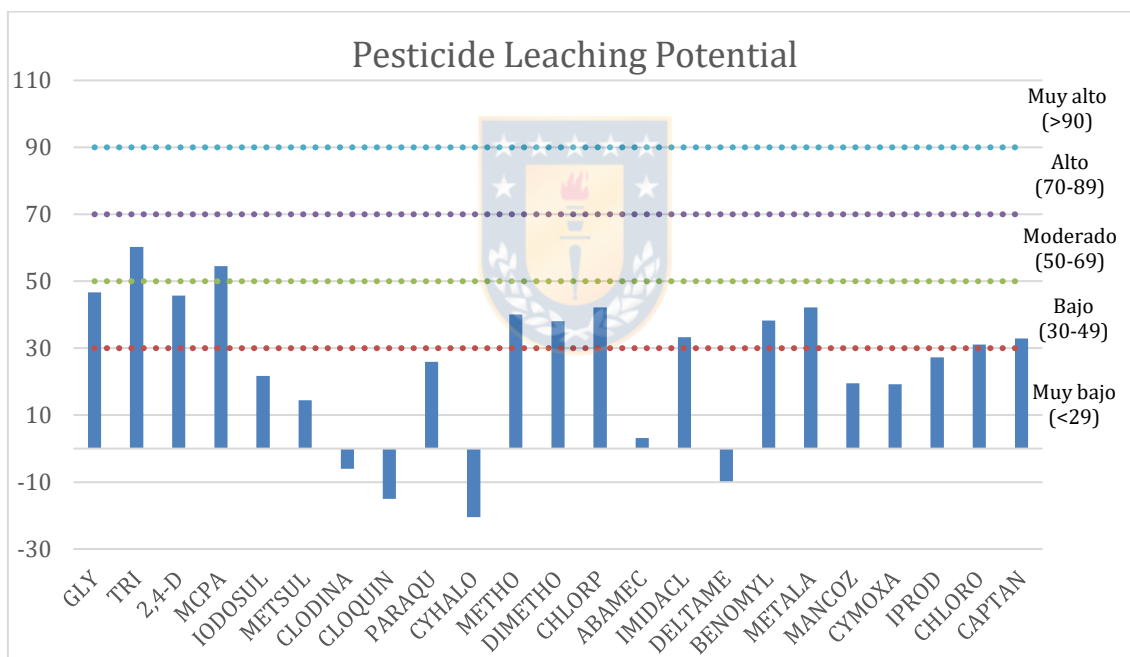


Figura 19: Pesticide Leaching Potential.

Este índice catalogó a 2 pesticidas con un potencial moderado de infiltración, 12 con un potencial bajo y los restantes 9 con un muy bajo potencial de infiltración. Entre los pesticidas con mayor capacidad de lixiviar encontramos al Triclorpyr, Mcpa y el Glifosato, en cambio, los con menor capacidad de lixiviar son Cihalotrina, Cloquinocet y la Deltametrina.

Tabla 32: Resultados PLP Index.

Pesticida	Predicción	Posición	Pesticida	Predicción	Posición
<b>GLY</b>	Bajo	3	<b>CHLORP</b>	Muy Bajo	5
<b>TRI</b>	Bajo	1	<b>ABAMEC</b>	Muy Bajo	19
<b>2,4-D</b>	Bajo	4	<b>IMIDACL</b>	Muy Bajo	10
<b>MCPA</b>	Bajo	2	<b>DELTAME</b>	Muy Bajo	21
<b>IODOSUL</b>	Muy Bajo	15	<b>BENOMYL</b>	Muy Bajo	8
<b>METSUL</b>	Muy Bajo	18	<b>METALA</b>	Bajo	6
<b>CLODINA</b>	Muy Bajo	20	<b>MANCOZ</b>	Muy Bajo	16
<b>CLOQUIN</b>	Muy Bajo	22	<b>CYMOXA</b>	Muy Bajo	17
<b>PARAQU</b>	Muy Bajo	14	<b>IPROD</b>	Muy Bajo	13
<b>CYHALO</b>	Muy Bajo	23	<b>CHLORO</b>	Muy Bajo	12
<b>METHO</b>	Bajo	7	<b>CAPTAN</b>	Muy Bajo	11

### 5.3.10 Groundwater Contamination Potential

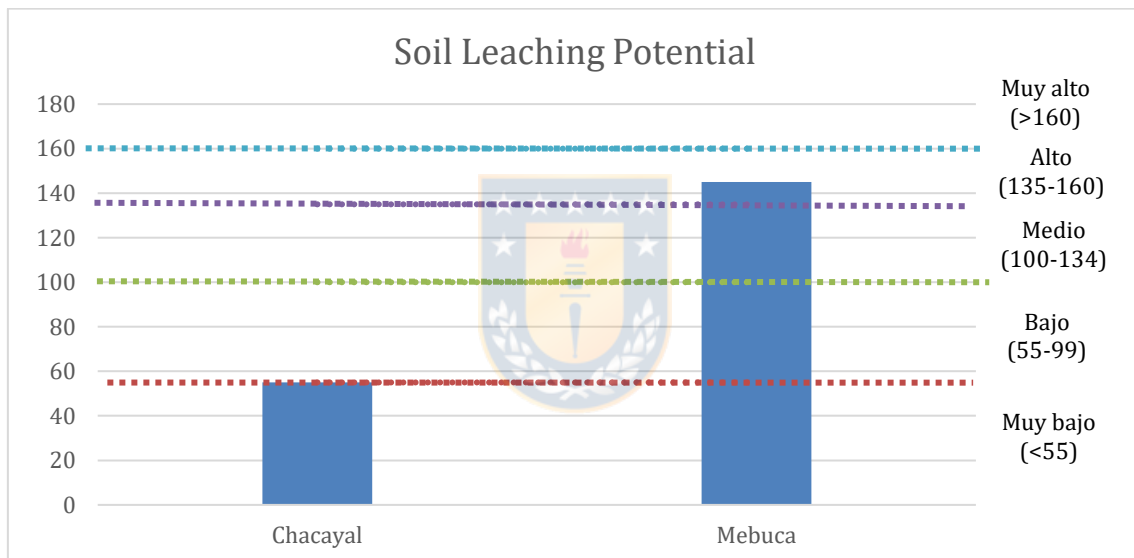


Figura 20: Soil Leaching Potential.

Este índice arrojó que el suelo Chacayal tiene un potencial muy bajo de lixiviación, principalmente debido a su alto %OM, en cambio, la serie Mebuca tiene un potencial alto de lixiviación debido a su bajo %OM.

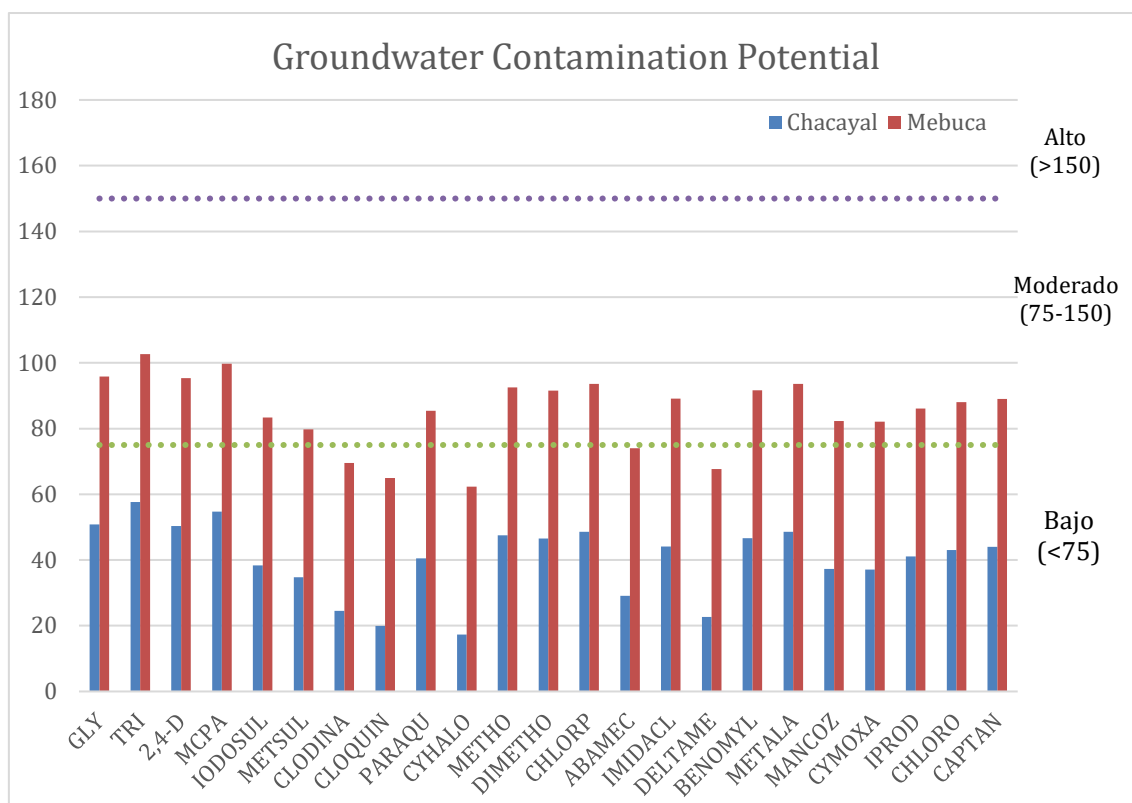


Figura 21: Groundwater Contamination Potential.

Este índice presenta una gran diferencia entre ambas series de suelo, bajo la serie Chacayal todos los índices estudiados presentaron un potencial bajo de lixiviación. En cambio, bajo la serie Mebuca solo 5 pesticidas fueron catalogados con bajo potencial y los restantes 18 fueron catalogados con una capacidad moderada de lixiviación.

Tabla 33: Resultados GWCP

Pesticida	Chacayal	Mebuca	Pesticida	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	Bajo	Moderado	<b>CHLORP</b>	Bajo	Moderado
<b>TRI</b>	Bajo	Moderado	<b>ABAMEC</b>	Bajo	Bajo
<b>2,4-D</b>	Bajo	Moderado	<b>IMIDACL</b>	Bajo	Moderado
<b>MCPA</b>	Bajo	Moderado	<b>DELTAME</b>	Bajo	Bajo
<b>IODOSUL</b>	Bajo	Moderado	<b>BENOMYL</b>	Bajo	Moderado
<b>METSUL</b>	Bajo	Moderado	<b>METALA</b>	Bajo	Moderado
<b>CLODINA</b>	Bajo	Bajo	<b>MANCOZ</b>	Bajo	Moderado
<b>CLOQUIN</b>	Bajo	Bajo	<b>CYMOXA</b>	Bajo	Moderado
<b>PARAQU</b>	Bajo	Moderado	<b>IPROD</b>	Bajo	Moderado
<b>CYHALO</b>	Bajo	Bajo	<b>CHLORO</b>	Bajo	Moderado
<b>METHO</b>	Bajo	Moderado	<b>CAPTAN</b>	Bajo	Moderado
<b>DIMETHO</b>	Bajo	Moderado			

### 5.3.11 LIX Index

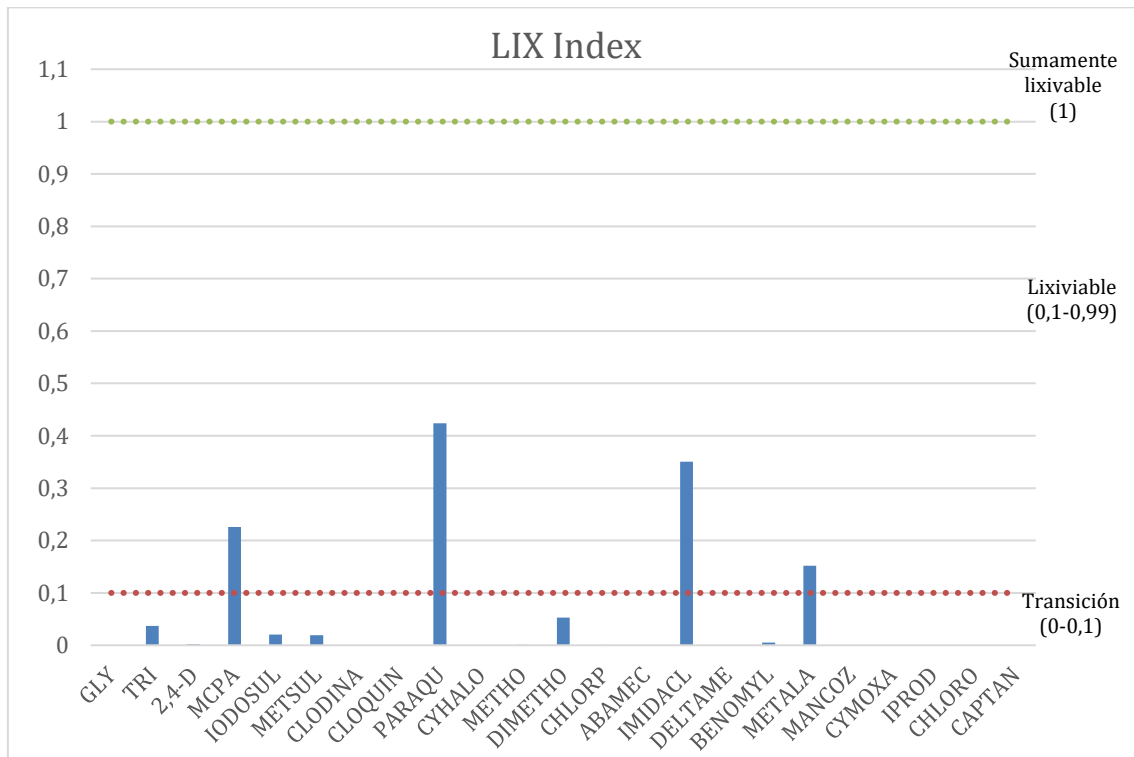


Figura 22: LIX Index.

Este índice agrupó a 4 pesticidas como lixiviables, 16 como transición y solo 3 como no lixiviables. En relación a su ordenamiento encontramos que los pesticidas que tuvieron un resultado más alto son el Paraquat, el Imidacloprid y el Mcpa. Los que tuvieron los valores más bajos fueron la Cihalotrina, el Cloquinocet y el Clodinafop. Estos tres con un valor de 0, lo que indica que no tienen capacidad de lixiviar a la napa subterránea.

Tabla 34: Resultados y ranking LIX Index.

Pesticida	Potencial	Posición	Pesticida	Potencial	Posición
GLY	Transición	13	CHLORP	Transición	12
TRI	Transición	6	ABAMEC	Transición	17
2,4-D	Transición	10	IMIDACL	Lixiviable	2
MCPA	Lixiviable	3	DELTAME	Transición	19
IODOSUL	Transición	7	BENOMYL	Transición	9
METSUL	Transición	8	METALA	Lixiviable	4
CLODINA	No lixiviable	21	MANCOZ	Transición	20
CLOQUIN	No lixiviable	21	CYMOXA	Transición	14
PARAQU	Lixiviable	1	IPROD	Transición	15
CYHALO	No lixiviable	21	CHLORO	Transición	16
METHO	Transición	11	CAPTAN	Transición	18
DIMETHO	Transición	5			

### 5.3.12 LIN Index

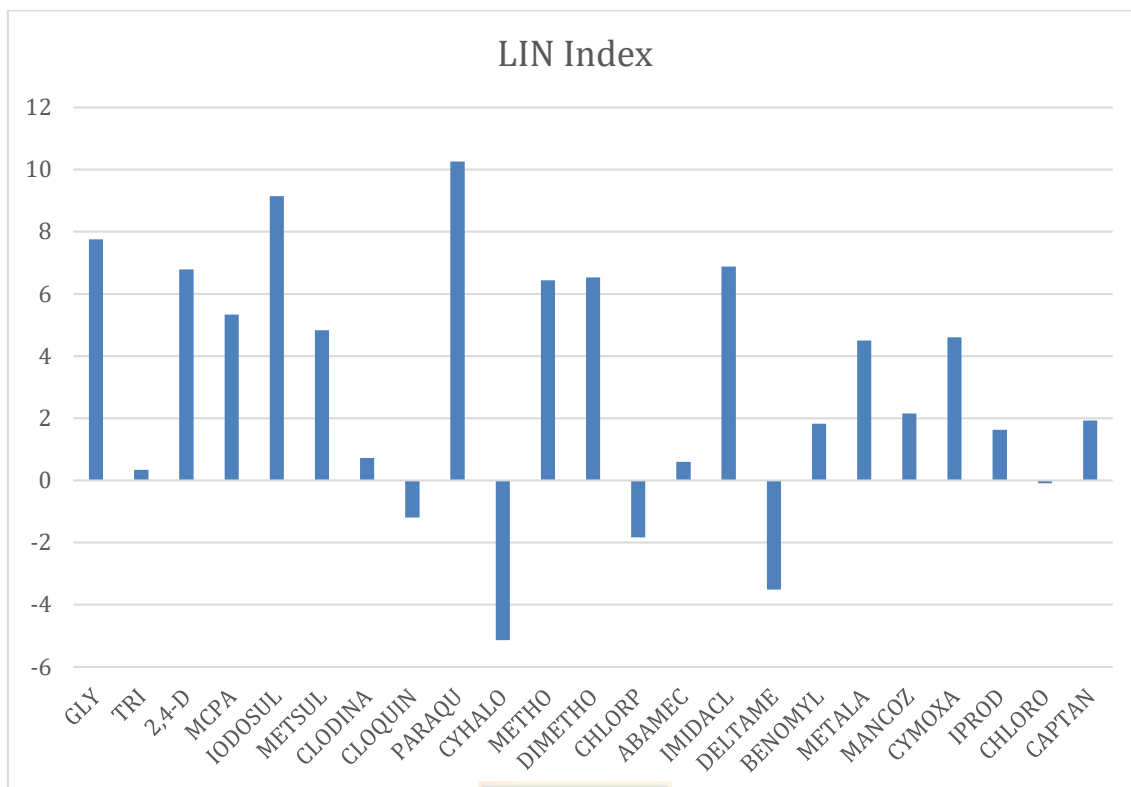


Figura 23: LIN Index.

Los resultados de este índice no son muy amplios debido a que a todas las propiedades se les aplica logaritmo, reduciendo así, la variabilidad de los resultados. Entre los pesticidas con mayor capacidad encontramos al Paraquat, Iodosulfuron y el Glifosato. Entre los con menor capacidad tenemos al Cihalotrina, Deltametrina y Clorpirifos.

Tabla 35: Ranking de pesticidas LIN Index.

Pesticida	Posición	Pesticida	Posición	Pesticida	Posición
<b>GLY</b>	3	<b>PARAQU</b>	1	<b>BENOMYL</b>	14
<b>TRI</b>	18	<b>CYHALO</b>	23	<b>METALA</b>	11
<b>2,4-D</b>	5	<b>METHO</b>	7	<b>MANCOZ</b>	12
<b>MCPA</b>	8	<b>DIMETHO</b>	6	<b>CYMOXA</b>	10
<b>IODOSUL</b>	2	<b>CHLORP</b>	21	<b>IPROD</b>	15
<b>METSUL</b>	9	<b>ABAMEC</b>	17	<b>CHLORO</b>	19
<b>CLODINA</b>	16	<b>IMIDACL</b>	4	<b>CAPTAN</b>	13
<b>CLOQUIN</b>	20	<b>DELTAME</b>	22		

### 5.3.13 Global Leachability Index

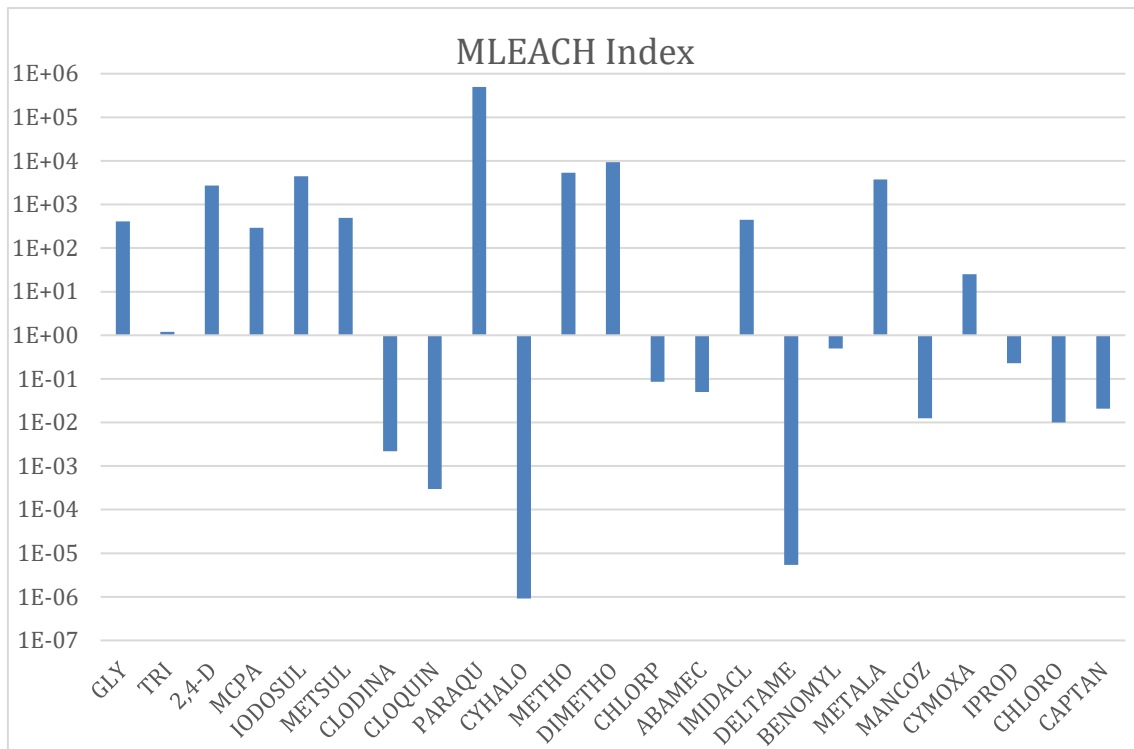


Figura 24: MLEACH Index.

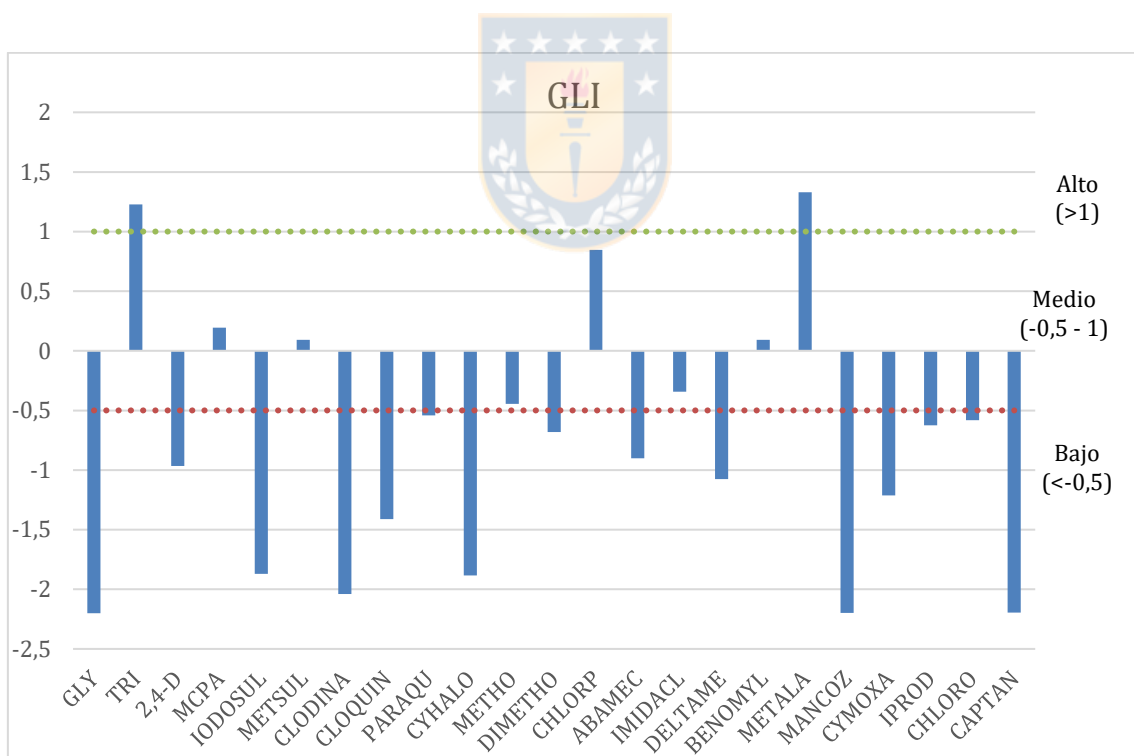


Figura 25: Global Leachability Index.

El índice GLI agrupó a 2 pesticidas con un potencial alto, 4 con un potencial moderado y los restantes 17 con un potencial bajo. El autor aclara que estos límites fueron fijados de manera semi-arbitraria, por lo que pesticidas que se encuentran cercanos al valor límite entre categorías se podría agrupar en

cualquiera de estas dos categorías (Papa et al., 2004). En relación a los pesticidas con mayor potencial son el Metalaxyl, el Triclorpir y el Clorpirifos. En los con menor potencial encontramos al Glifosato, Mancozeb y Captan.

Tabla 36: Resultados y ranking GLI

Pesticidas	Potencial	Posición	Pesticidas	Potencial	Posición
<b>GLY</b>	Bajo	23	<b>CHLORP</b>	Medio	3
<b>TRI</b>	Alto	2	<b>ABAMEC</b>	Bajo	13
<b>2,4-D</b>	Bajo	14	<b>IMIDACL</b>	Bajo	7
<b>MCPA</b>	Medio	4	<b>DELTAME</b>	Bajo	15
<b>IODOSUL</b>	Bajo	18	<b>BENOMYL</b>	Medio	5
<b>METSUL</b>	Medio	6	<b>METALA</b>	Alto	1
<b>CLODINA</b>	Bajo	20	<b>MANCOZ</b>	Bajo	22
<b>CLOQUIN</b>	Bajo	17	<b>CYMOXA</b>	Bajo	16
<b>PARAQU</b>	Bajo	9	<b>IPROD</b>	Bajo	11
<b>CYHALO</b>	Bajo	19	<b>CHLORO</b>	Bajo	10
<b>METHO</b>	Bajo	8	<b>CAPTAN</b>	Bajo	21
<b>DIMETHO</b>	Bajo	12			

### 5.3.14 Vulnerability Index

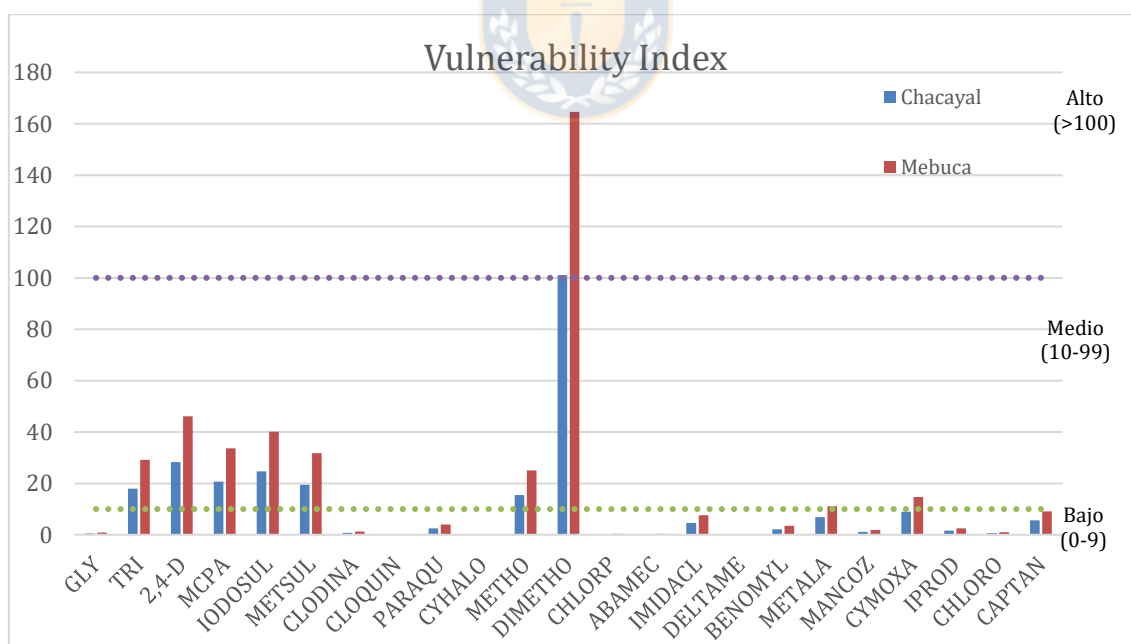


Figura 26: Vulnerability Index.

De acuerdo a este índice, bajo la serie Chacayal se catalogó a un pesticida con potencial alto, 7 con un potencial medio y 15 con un bajo potencial de lixiviación. En la serie Mebuca también se presentó un solo pesticida con un potencial alto, seguido de 9 pesticidas con un potencial medio y 13 pesticidas

con un bajo potencial de lixiviación. En relación al ordenamiento que presentan estos índices encontramos que los pesticidas con mayor capacidad de lixiviar son el Dimetoato, 2,4-D y el Iodosulfuron. Entre los con menor capacidad de lixiviar se encuentran la Cihalotrina, Cloquinocet y la Deltametrina.

Tabla 37: Resultado VI

Pesticidas	Chacayal	Mebuca	Pesticidas	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	Bajo (18)	Bajo (18)	<b>CHLORP</b>	Bajo (19)	Bajo (19)
<b>TRI</b>	Medio (6)	Medio (6)	<b>ABAMEC</b>	Bajo (20)	Bajo (20)
<b>2,4-D</b>	Medio (2)	Medio (2)	<b>IMIDACL</b>	Bajo (11)	Bajo (11)
<b>MCPA</b>	Medio (4)	Medio (4)	<b>DELTAME</b>	Bajo (21)	Bajo (21)
<b>IODOSUL</b>	Medio (3)	Medio (3)	<b>BENOMYL</b>	Bajo (13)	Bajo (13)
<b>METSUL</b>	Medio (5)	Medio (5)	<b>METALA</b>	Bajo (9)	Medio (9)
<b>CLODINA</b>	Bajo (16)	Bajo (16)	<b>MANCOZ</b>	Bajo (15)	Bajo (15)
<b>CLOQUIN</b>	Bajo (22)	Bajo (22)	<b>CYMOXA</b>	Medio (8)	Medio (8)
<b>PARAQU</b>	Bajo (12)	Bajo (12)	<b>IPROD</b>	Bajo (14)	Bajo (14)
<b>CYHALO</b>	Bajo (23)	Bajo (23)	<b>CHLORO</b>	Bajo (17)	Bajo (17)
<b>METHO</b>	Medio (7)	Medio (7)	<b>CAPTAN</b>	Bajo (10)	Medio (10)
<b>DIMETHO</b>	Alto (1)	Alto (1)			

### 5.3.15 YASGEP-P Index

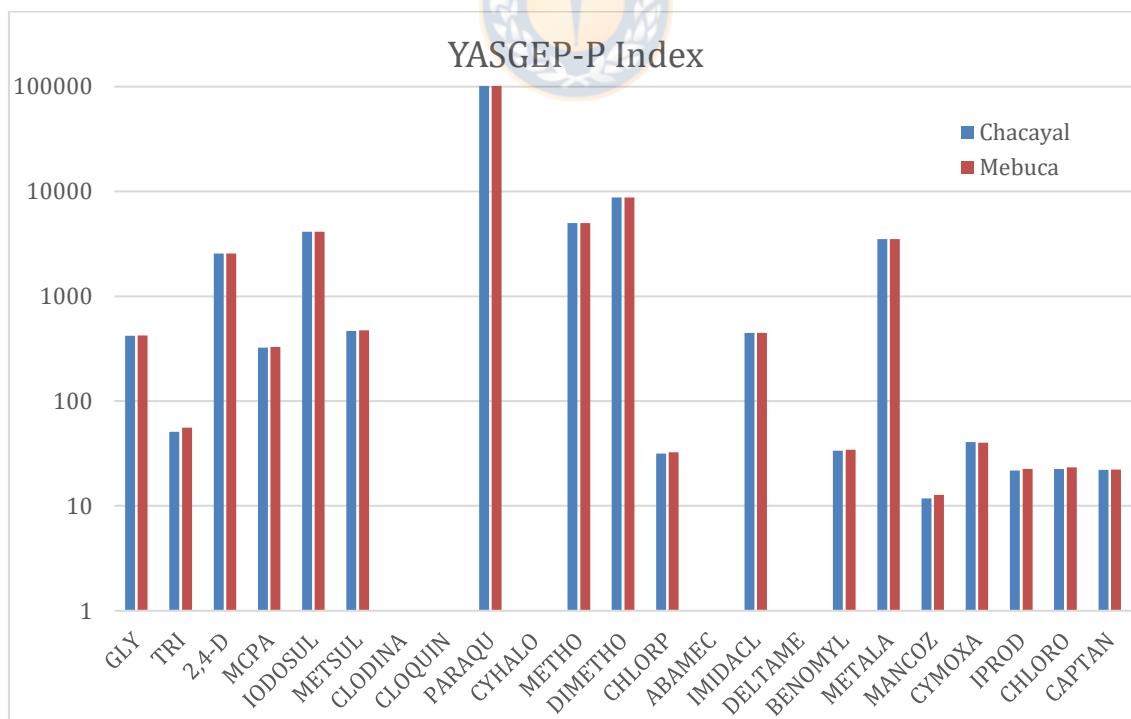


Figura 27: YASGEP-P Index.



El índice YASGEP-P presenta una gran variabilidad en sus resultados, esto se ve reflejado en los 6 órdenes de magnitud que se presentan entre su resultado más alto y el más bajo. Este índice no presenta grandes diferencias entre ambas series de suelo salvo en el caso de la Abamectina que en la serie Chacayal se encuentra en el lugar 19 mientras que en la serie Mebuca salta al puesto N°11. Entre los pesticidas con mayor capacidad de lixiviar encontramos al Paraquat, Dimetoato y Metomyl. Los con menor capacidad son la Cihalotrina, Cloquinocet y Deltametrina.

Tabla 38: Ranking de pesticidas YASGEP-P Index.

<b>Pesticidas</b>	Chacayal	Mebuca	<b>Pesticidas</b>	Chacayal	Mebuca
<b>GLY</b>	9	9	<b>CHLORP</b>	14	15
<b>TRI</b>	11	12	<b>ABAMEC</b>	19	11
<b>2,4-D</b>	6	6	<b>IMIDACL</b>	8	8
<b>MCPA</b>	10	10	<b>DELTAME</b>	22	21
<b>IODOSUL</b>	4	4	<b>BENOMYL</b>	13	14
<b>METSUL</b>	7	7	<b>METALA</b>	5	5
<b>CLODINA</b>	20	20	<b>MANCOZ</b>	18	19
<b>CLOQUIN</b>	21	22	<b>CYMOXA</b>	12	13
<b>PARAQU</b>	1	1	<b>IPROD</b>	17	17
<b>CYHALO</b>	23	23	<b>CHLORO</b>	15	16
<b>METHO</b>	3	3	<b>CAPTAN</b>	16	18
<b>DIMETHO</b>	2	2			

#### 5.4 Análisis de componentes principales

De los 17 índices iniciales (RF, Hamaker RF, Briggs RF, LEACH, MLEACH, Attenuation Factor, AFR, GUS, Hornsby, PLP, GWCP, LIX, LIN, VI, GLI, LPI y YASGEP-P) se descartaron varios índices de acuerdo a la metodología explicada anteriormente. Adicionalmente a eso se excluyeron índices que eran modificaciones de índices anteriores con el fin de no repetir la información y también se excluyó el índice YASGEP-P para ser posteriormente comparado con nuevo índice creado.

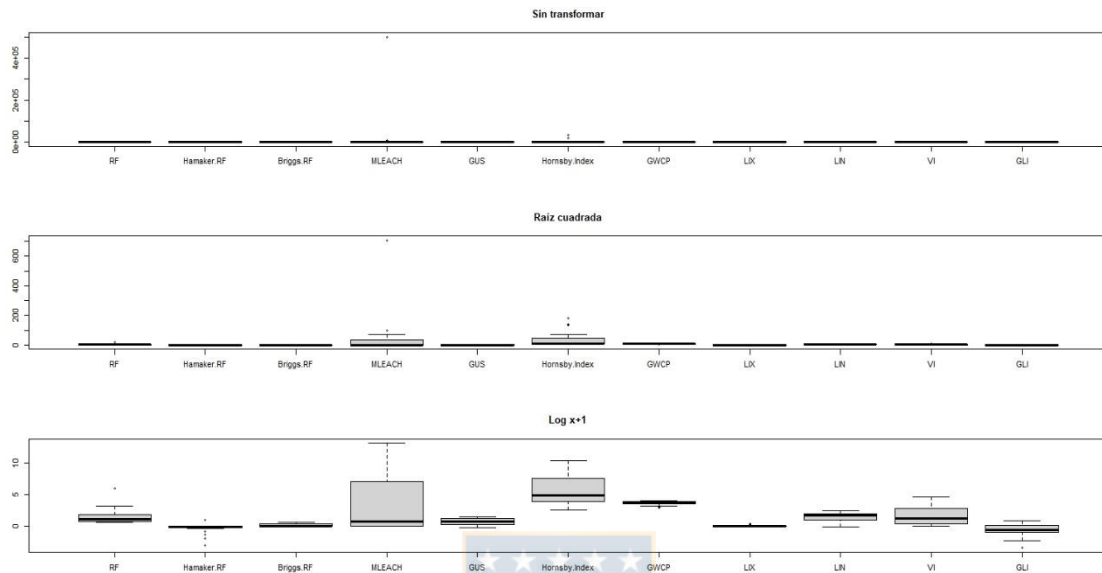
Entre los índices que no se ingresaron al ACP son el LEACH ya que existe una versión modificada de este índice, el PLP ya que este se incluye en el GWCP, el AF y el LPI ya que ambas son versiones más antiguas del VI.

##### 5.4.1 Serie Chacayal

Lo primero que se hizo con los datos fue seleccionar una transformación la cual pueda disminuir la gran variabilidad que presentan algunos índices, los criterios

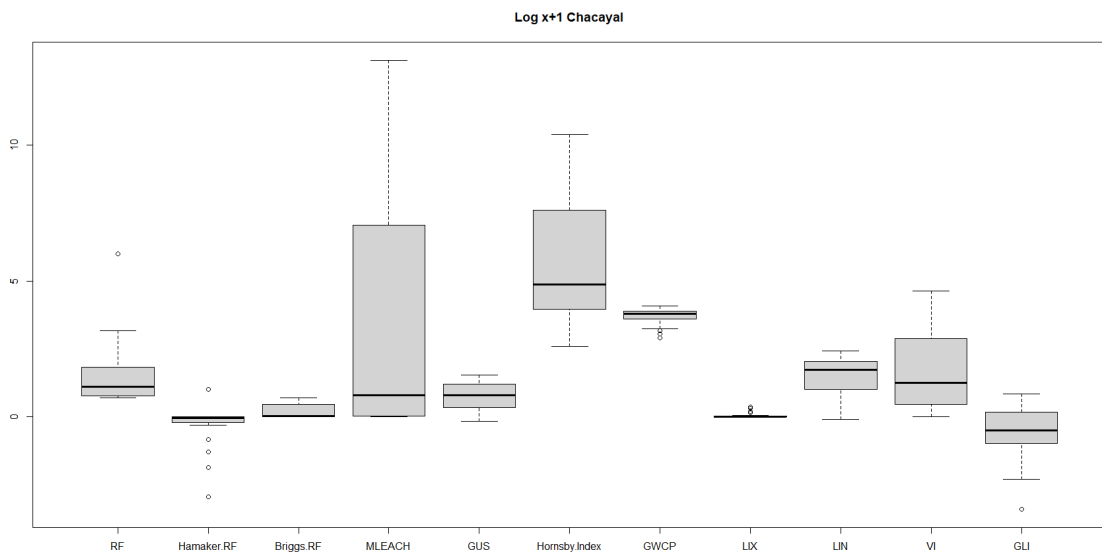
que se aplicaron para la selección de la transformación a ocupar fueron la disminución de la variabilidad de los índices, la reducción de datos atípicos y la generación de NAs. Las transformaciones evaluadas la transformación log+1 y la raíz cuadrada de los datos.

Figura 28: Transformaciones Chacayal.



Como se observa en la figura anterior el log+1 sería la mejor transformación para suavizar los datos. En ambas transformaciones se presenta una cantidad de 14 outliers; pero si consideramos que la transformación log+1 nos deja con una menor cantidad de NAs y, además, no se presenta una gran variabilidad en los datos como si sucede en la transformación por la raíz cuadrada.

Figura 29: Transformación log+1 Chacayal.



Después de la selección de la transformación se procedió a eliminar aquellos índices que presentaban gran cantidad de NAs y 0, como fue el caso de los índices GLI (9 NAs) y LIX (8 valores cero). Además, se descartó el índice Hamaker RF por presentar 5 datos atípicos y 2 NAs. Por último, se eliminó el índice MLEACH ya que este presenta una gran variabilidad en sus datos. Después se procedió a imputar los datos atípicos y NAs por la media de cada índice.

Una vez reemplazados los datos atípicos y NAs se les aplicó un test de normalidad a los índices para determinar qué tipo de correlación hay que ocupar. Al aplicar este test determinamos que hay índices como el GUS que presentan una distribución normal; pero la mayoría no presenta este tipo de distribución, debido a esto se decidió aplicar correlaciones de Kendall.

Tabla 39: Correlaciones de Kendall, ACP Chacayal.

	RF	Briggs.RF	GUS	Hornsby. Index	GWCP	LIN	VI
RF	1	-0,447	-0,391	0,439	-0,175	-0,348	-0,929
Briggs.RF		1	0,360	-0,470	0,231	0,588	0,502
GUS			1	-0,731	0,247	0,340	0,352
Hornsby. Index				1	-0,278	-0,380	-0,510
GWCP					1	0,125	0,183
LIN						1	0,316
VI							1

Como se observa en la tabla N°37 las mayores correlaciones entre índices se presentaron entre GUS-Hornsby Index y RF-VI. En la primera ambos índices son casi idénticos ya que se basan en los mismos parámetros; pero con diferente ordenamiento. Para evitar el repetir la información se descartó el índice Hornsby ya que sus resultados son muy similares con el GUS y el primero presenta una mayor variabilidad entre sus resultados. En cambio, el VI y el RF presentaron una gran correlación; pero estos no están basados en los mismos parámetros ya que el VI es mucho más completo que el RF. Es por esta razón que a pesar de tener una gran correlación no se descartó a ninguno de los índices.

A los 6 índices restantes se procedió a realizar los test de KMO, Bartlett y comunalidad. Los dos primeros test se cumplieron, sin embargo, en el tercer test se tuvieron que descartar los índices GUS y GWCP debido a que presentan valores menores a 0,5.

Tabla 40: Comunalidades, ACP Chacayal.

Índice	Inicial	Extracción
RF	1	0,921
Briggs RF	1	0,628
GUS	1	0,465
GWCP	1	0,494
LIN	1	0,521
VI	1	0,925

Ya definidos cuales índices son los seleccionados se procedió a realizar el ACP.

Tabla 41: Eigenvalues ACP Chacayal.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Eigenvalue	2,582	0,9634	0,2579	0,19666
Proportion Explained	0,6455	0,2408	0,06447	0,04916
Cumulative Proportion	0,6455	0,8864	0,95084	1

Tabla 41: Factores de carga ACP Chacayal.

	PC1	PC2	PC3	PC4
RF	-1,209	-0,8117	0,1967	0,4311
Briggs.RF	1,257	-0,6702	-0,5265	0,1941
LIN	1,172	-0,8432	0,4547	-0,2319
VI	1,28	0,6636	0,2866	0,4288

Formula 21: Nuevo Índice Chacayal

$$\text{Nuevo Índice} = -1,209 \text{ RF} + 1,257 \text{ Briggs RF} + 1,172 \text{ LIN} + 1,280 \text{ VI}$$

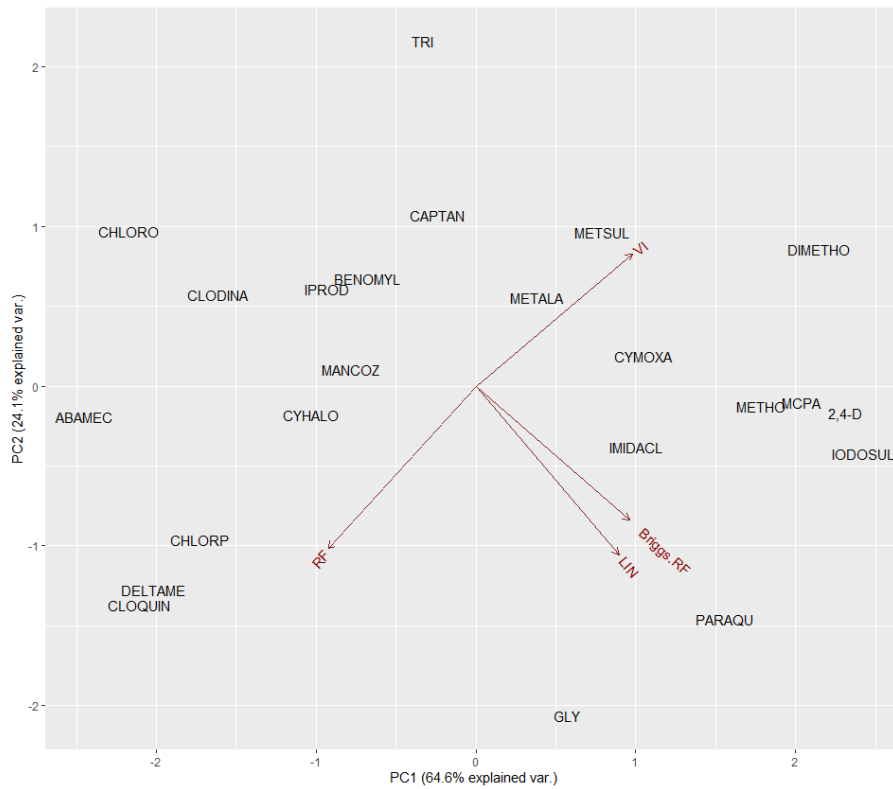


Figura 30: ACP Chacayal.

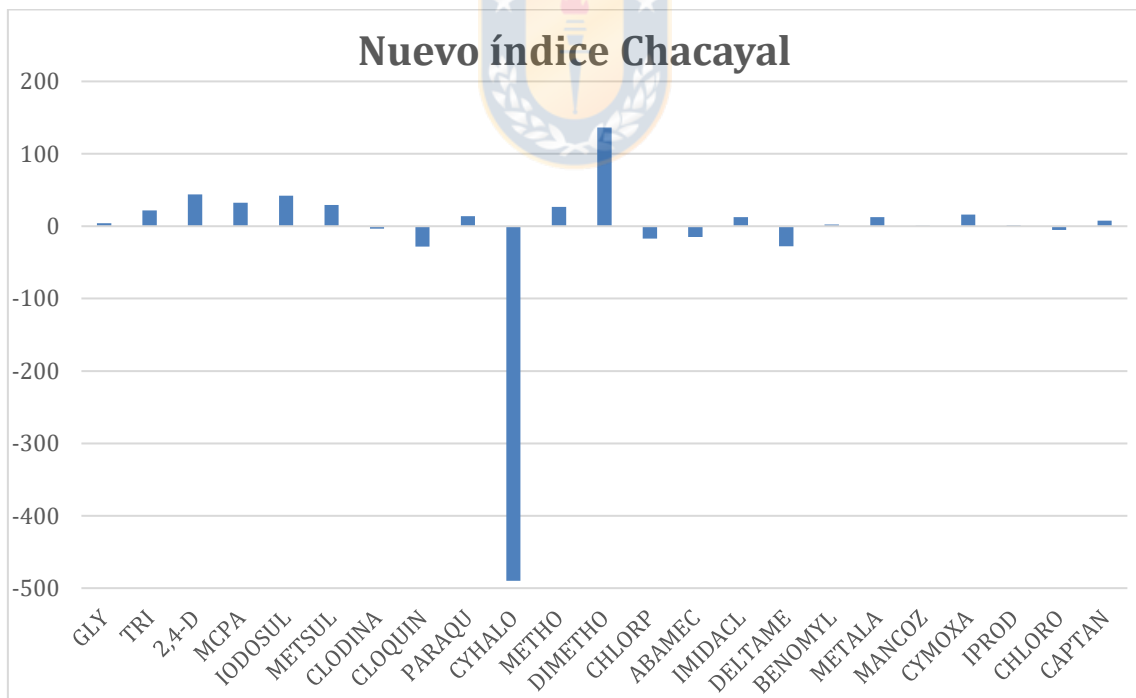


Figura 31: Nuevo índice Chacayal.

Tabla 42: Ranking de Pesticidas Nuevo índice Chacayal.

Pesticidas	Posición	Pesticidas	Posición	Pesticidas	Posición
GLY	13	PARAQU	9	BENOMYL	14
TRI	7	CYHALO	23	METALA	10
2,4-D	2	METHO	6	MANCOZ	16
MCPA	4	DIMETHO	1	CYMOXA	8
IODOSUL	3	CHLORP	20	IPROD	15
METSUL	5	ABAMEC	19	CHLORO	18
CLODINA	17	IMIDACL	11	CAPTAN	12
CLOQUIN	22	DELTA ME	21		

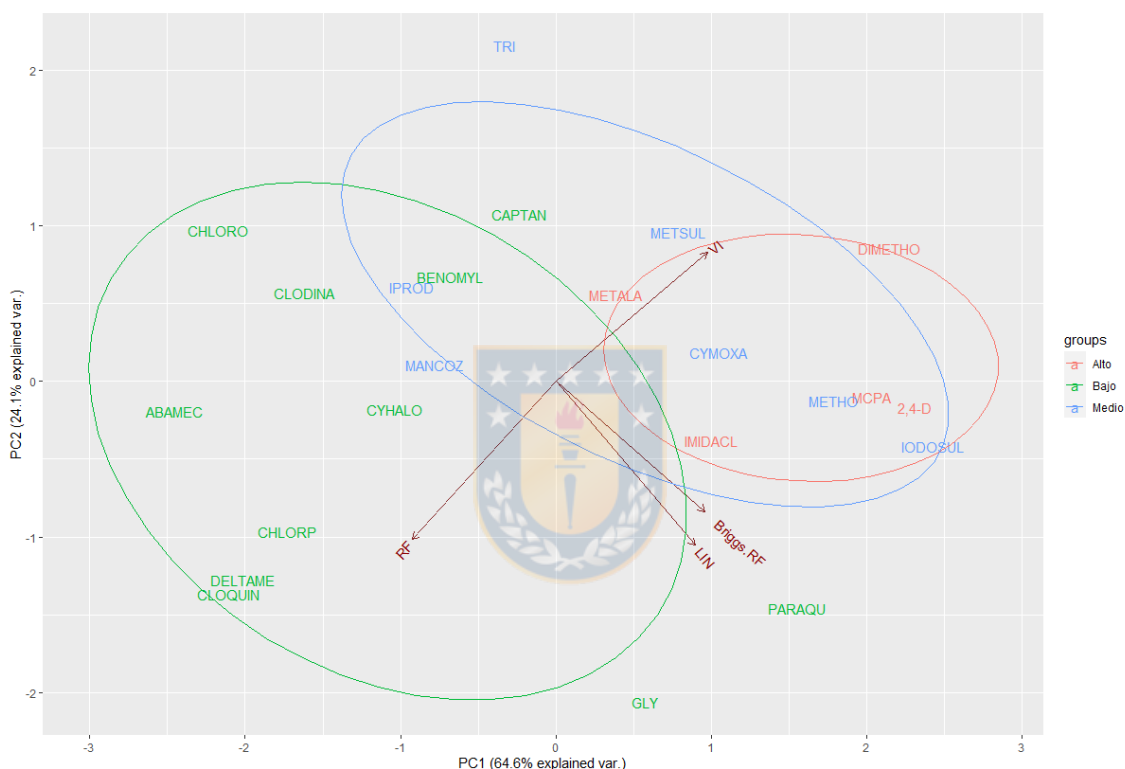


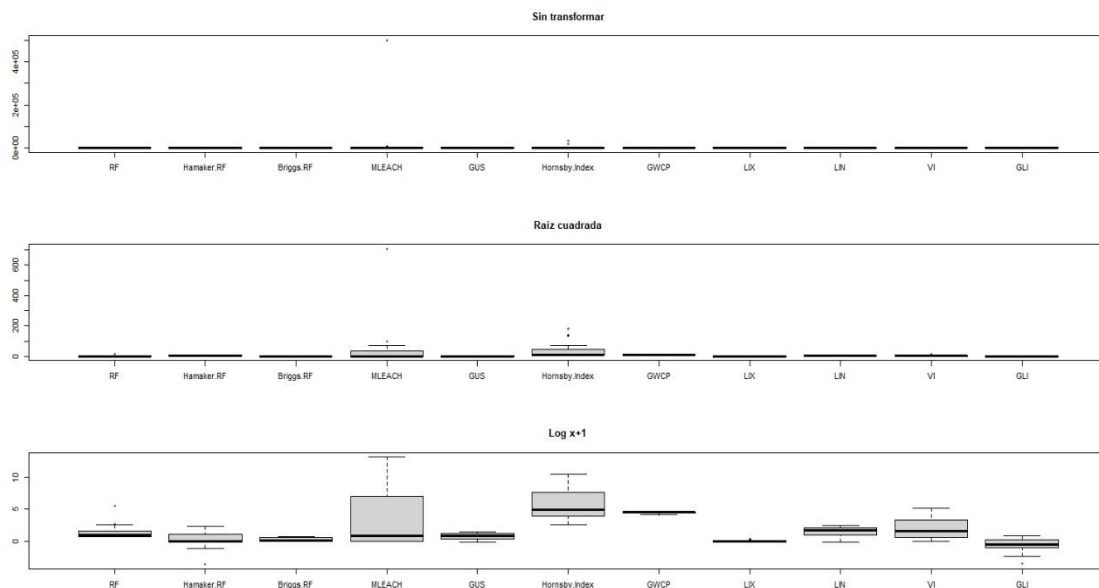
Figura 32: Resultados ACP Chacayal.

En la figura N°32 se agruparon en tres elipses de diferentes colores a los pesticidas según su potencial bibliográfico: rojo para un potencial alto, azul para un potencial medio y verde para un potencial bajo. Con esto se buscaba mirar cómo se agrupaban en el gráfico los pesticidas con un potencial similar.

#### 5.4.2 Serie Mebuca

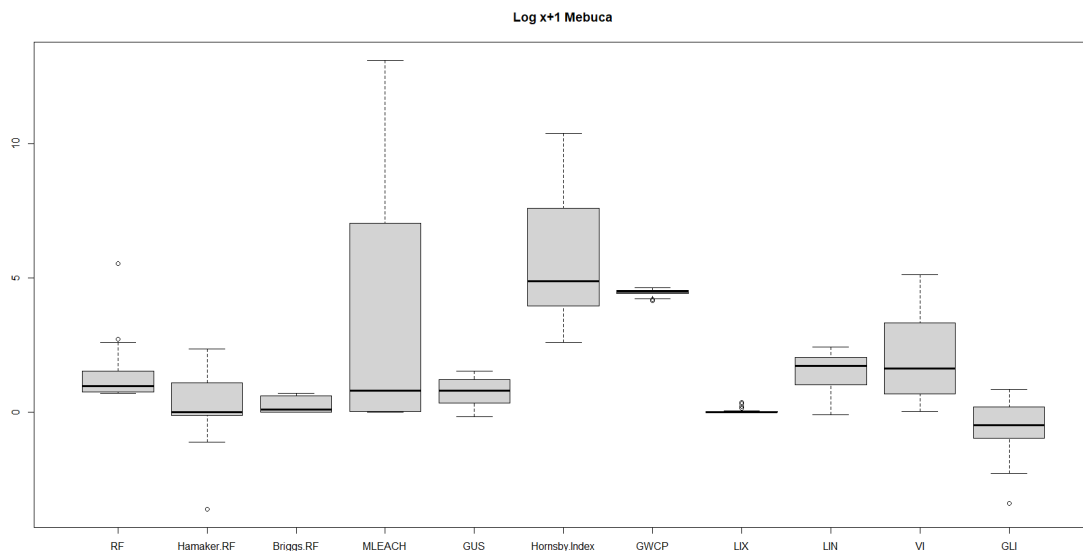
Al igual que con la serie anterior, lo primero que se hizo fue realizar las transformaciones log+1 y la raíz cuadrada de los datos con el fin de ver cuál de las dos es más adecuada para los datos.

Figura 33: Transformaciones Mebuca.



Como se observa en la figura anterior el log+1 sería la mejor transformación para suavizar los datos. La transformación log+1 presenta una menor cantidad de outliers (10) en comparación con la raíz cuadrada que presenta 14. Además, se presenta una menor cantidad de NAs en la primera transformación y menor variabilidad en sus resultados.

Figura 34: Transformación Log+1 Mebuca.



En esta transformación se tuvieron que descartar los índices MLEACH y GLI por que en ambos se generaron 9 NAs, además, el índice LIX presento una gran cantidad de 0 por lo que igual fue descartado. En relación a los otros

índices que presentaban NAs y outliers, estos fueron reemplazados por la media de cada índice.

Después se procedió a realizar el análisis de correlaciones, para aquello se ocuparon correlaciones de Kendall ya que al igual que en la serie anterior, algunos índices presentaban una distribución normal mientras otros no.

Tabla 43: Correlaciones de Kendall, ACP Mebuca.

	RF	Hamaker.RF	Briggs.RF	GUS	Hornsby.Index	GWCP	LIN	VI
RF	1	-0,234	-0,428	-0,333	0,372	-0,230	-0,373	-0,863
Hamaker.RF		1	0,024	0,198	-0,135	0,155	0,216	0,111
Briggs.RF			1	0,360	-0,470	0,277	0,588	0,502
GUS				1	-0,731	0,293	0,340	0,352
Hornsby. Index					1	-0,301	-0,380	-0,510
GWCP						1	0,124	0,238
LIN							1	0,316
VI								1

Tal como pasaba en la serie Chacayal, las mayores correlaciones se dan entre los índices GUS-Hornsby y RF-VI. Aquí se ocupó el mismo criterio que con la serie anterior, por ende, descartamos el Hornsby Index.

Después se aplicaron los test KMO, Barlett y Comunalidad. Los dos primeros test se cumplieron, sin embargo, en el tercer test se tuvieron que descartar los índices GUS, GWCP y LIN debido a que presentan valores menores a 0,5.

Tabla 44: Comunalidades, ACP Mebuca.

Índice	Inicial	Extracción
RF	1	0,706
Hamaker.RF	1	0,717
Briggs.RF	1	0,621
GUS	1	0,455
GWCP	1	0,36
LIN	1	0,439
VI	1	0,759

Una vez descartados estos tres índices, se procedió a ingresar los índices restantes al ACP

Tabla 45: Eigenvalues, ACP Mebuca.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Eigenvalue	2,5953	0,6709	0,5561	0,17768
Proportion Explained	0,6488	0,1677	0,139	0,04442



Cumulative Proportion	0,6488	0,8165	0,9556	1
-----------------------	--------	--------	--------	---

Tabla 46: Factores de Carga, ACP Mebuca.

	PC1	PC2	PC3	PC4
RF	-1,256	0,3283	-0,7462	-0,3197
Hamaker RF	1,123	0,9541	-0,3545	0,22182
Briggs RF	1,104	-0,7372	-0,7599	0,06909
VI	1,424	0,1092	0,2104	-0,51041

Formula 22: Nuevo Índice Mebuca

$$\text{Nuevo índice} = - 1,256 \text{ RF} + 1,123 \text{ Hamaker RF} + 1,104 \text{ Briggs RF} + 1,424 \text{ VI}$$

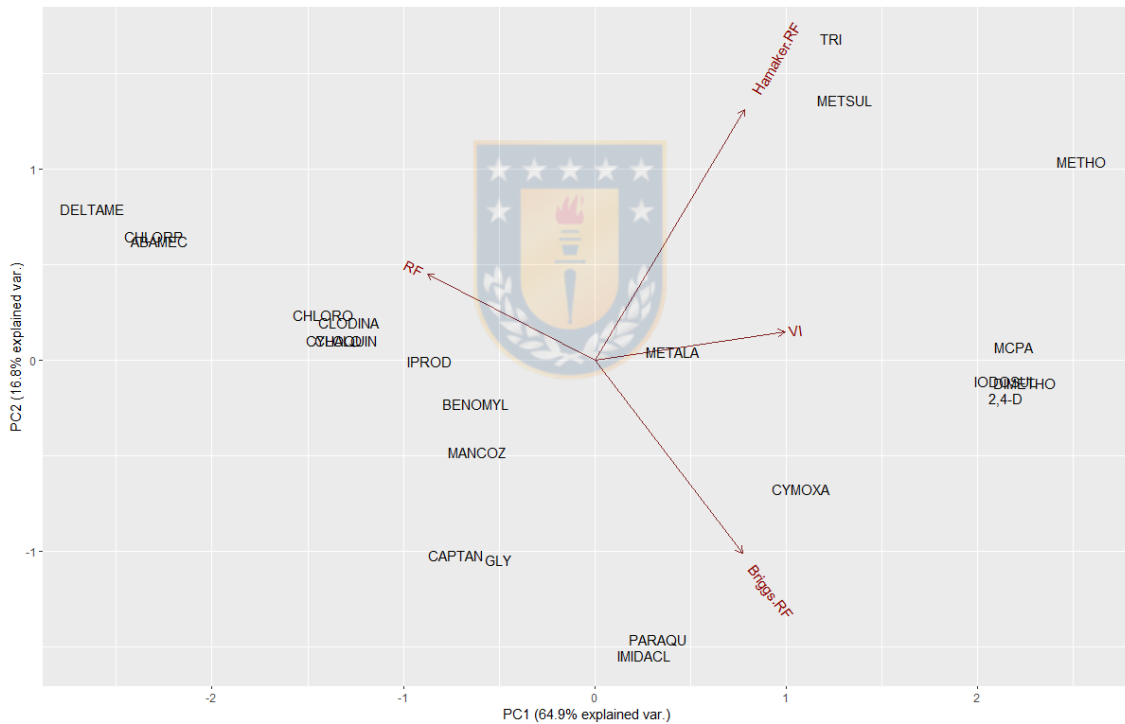


Figura 35: ACP Mebuca.

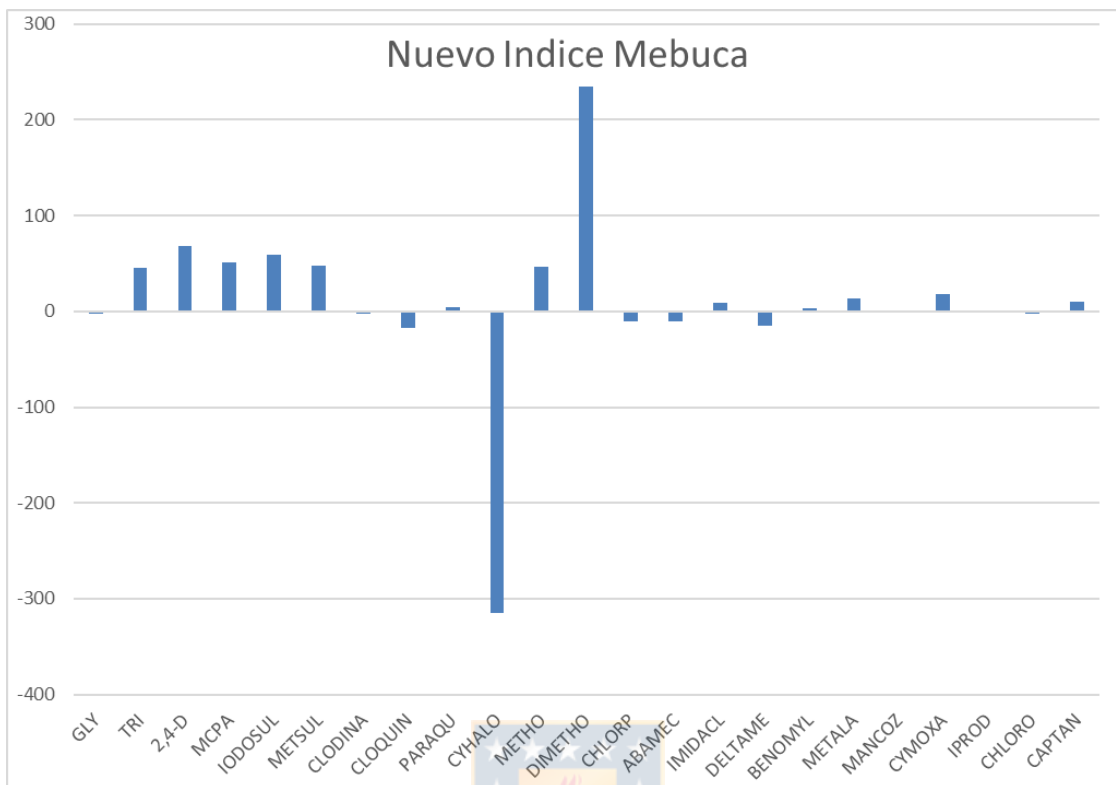


Figura 36: Nuevo Índice Mebuca.

Tabla 47: Ranking de pesticidas Nuevo Índice Mebuca.

Pesticidas	Posición	Pesticidas	Posición	Pesticidas	Posición
<b>GLY</b>	12	<b>PARAQU</b>	8	<b>BENOMYL</b>	14
<b>TRI</b>	7	<b>CYHALO</b>	23	<b>METALA</b>	11
<b>2,4-D</b>	2	<b>METHO</b>	6	<b>MANCOZ</b>	15
<b>MCPA</b>	4	<b>DIMETHO</b>	1	<b>CYMOXA</b>	9
<b>IODOSUL</b>	3	<b>CHLORP</b>	20	<b>IPROD</b>	16
<b>METSUL</b>	5	<b>ABAMEC</b>	19	<b>CHLORO</b>	18
<b>CLODINA</b>	17	<b>IMIDACL</b>	10	<b>CAPTAN</b>	13
<b>CLOQUIN</b>	21	<b>DELTAME</b>	22		

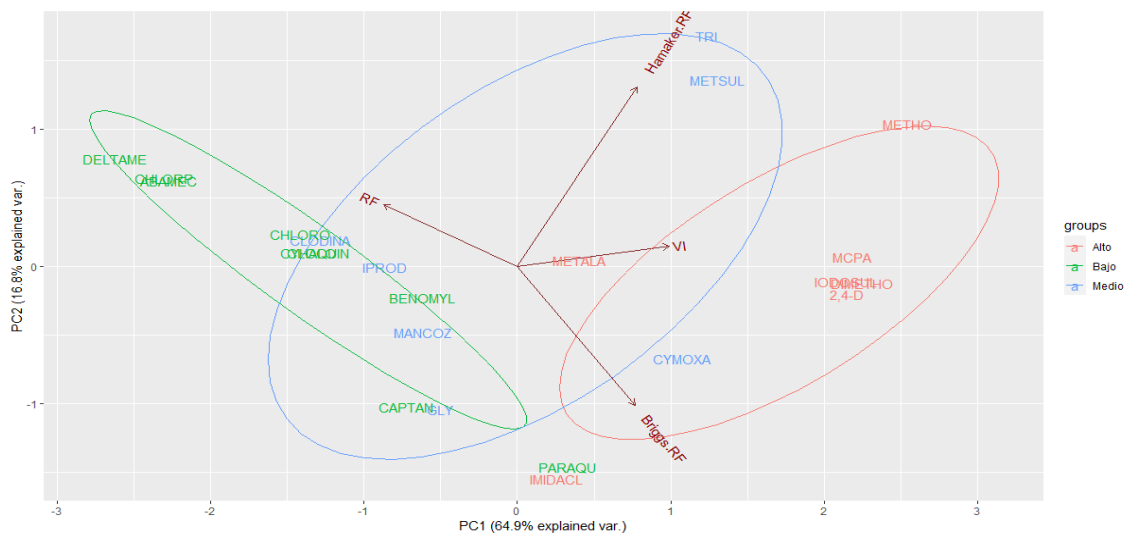


Figura 37: Resultados ACP Mebuca.

### 5.5 Comparación resultados índices

Para la serie Chacayal se identificaron 5 pesticidas con un potencial alto, 7 con un potencial medio y 11 con un potencial bajo. En la serie Mebuca 7 pesticidas se identificaron con un potencial alto, 7 con un potencial medio y 9 con un potencial bajo.

Tabla 48: Revisión bibliográfica de los pesticidas.

Pesticida	Chacayal	Mebuca	Pesticida	Chacayal	Mebuca
GLY	Bajo	Medio	CHLORP	Bajo	Bajo
TRI	Medio	Medio	ABAMEC	Bajo	Bajo
2,4-D	Alto	Alto	IMIDACL	Alto	Alto
MCPA	Alto	Alto	DELTAME	Bajo	Bajo
IODOSUL	Medio	Alto	BENOMYL	Bajo	Bajo
METSUL	Medio	Medio	METALA	Alto	Alto
CLODINA	Bajo	Medio	MANCOZ	Medio	Medio
CLOQUIN	Bajo	Bajo	CYMOXA	Medio	Medio
PARAQU	Bajo	Bajo	IPROD	Medio	Medio
CYHALO	Bajo	Bajo	CHLORO	Bajo	Bajo
METHO	Medio	Alto	CAPTAN	Bajo	Bajo
DIMETHO	Alto	Alto			

Tabla 49: Pesticidas agrupados según su potencial bibliográfico.

Pesticida	Chacayal	Mebuca	Pesticida	Chacayal	Mebuca
GLY	13-23	8-14	CHLORP	13-23	15-23
TRI	6-12	8-14	ABAMEC	13-23	15-23
2,4-D	1-5	1-7	IMIDACL	1-5	1-7
MCPA	1-5	1-7	DELTAME	13-23	15-23
IODOSUL	6-12	1-7	BENOMYL	13-23	15-23
METSUL	6-12	8-14	METALA	1-5	1-7
CLODINA	13-23	8-14	MANCOZ	6-12	8-14
CLOQUIN	13-23	15-23	CYMOXA	6-12	8-14
PARAQU	13-23	15-23	IPROD	6-12	8-14
CYHALO	13-23	15-23	CHLORO	13-23	15-23
METHO	6-12	1-7	CAPTAN	13-23	15-23
DIMETHO	1-5	1-7			

Tabla 50: Comparación ranking índices con las predicciones bibliográficas.

Índice	Chacayal	Mebuca
RF	15	12
HRF	3	9
BRF	13	14
AF	14	10
MLEACH		15
LEACH		12
GUS		16
HORNSBY		17
LPI	14	11
PLP		9
LIX		16
LIN		15
GLI		11
VI	15	14
YASGEP	13	15
Nuevo Índice	14	13

Como podemos apreciar en la tabla N°61 los índices que más acertaron fueron los índices Hornsby, GUS, MLEACH, LIN y VI. Dentro de los que menos acertaron encontramos a los índices Hamaker RF, PLP, GLI y LEACH.

## 5.6 Test Kruskal-Wallis

De los 16 índices estudiados solo los índices GUS y LIN presentaron una distribución normal, en cambio, los demás se distribuyeron de forma no

paramétrica. Al tener esta distribución corresponde aplicar el test de Kruskal-Wallis y no un ANOVA.

Tabla 51: Valores estadístico p test Kruskal-Wallis.

Índice	Valor test	Índice	Valor test
RF	0,4100	GWCP	6,22E-03
HRF	0,1759	VI	0,3677
BRF	0,4933	YASGEP	0,8605
AF	0,1350	Nuevo Índice	0,6524
LPI	0,6524		

De los 9 índices evaluados solo el GWCP presentó diferencias estadísticamente significativas.



## 6 DISCUSIÓN

Lo primero a tener en consideración son los resultados de la revisión bibliográfica de los pesticidas identificados en la zona de estudio. Esto, porque las predicciones de potencial de lixiviación que se realizaron fueron a partir de la revisión de artículos científicos, páginas web y libros disponibles en la web. No todos los compuestos activos contaban con la misma cantidad de información ya que para pesticidas muy conocidos como el Glifosato, existe bastante información y su capacidad de lixiviación es bastante conocida. En cambio, para otros pesticidas como el Iodosulfuron no existía tanta información disponible, lo que dificultó la predicción de su potencial de lixiviación. Además, hay que agregar que puede existir un sesgo del investigador ya que la predicción fue hecha solamente mediante revisión bibliográfica, lo que dificulta el predecir cómo se comportaría el compuesto activo en la realidad.

A esto hay que sumar que uno de los criterios que se ocupó fue la documentación de la ocurrencia de estos pesticidas en aguas subterráneas, bajo este criterio el glifosato debería tener un potencial alto ya que ha sido encontrado en varias ocasiones (Battaglin et al., 2014; Rendón-Von Osten & Dzul-Caamal, 2017). Sin embargo, este pesticida se ha identificado que tiene una capacidad de lixiviación de media a baja y su detección en aguas subterráneas se debe más bien a las grandes cantidades de glifosato que se utilizan en las prácticas agrícolas y forestales (Battaglin et al., 2014). La atrazina es un caso en el cual se combina un pesticida con un potencial alto de lixiviación junto con un uso masivo de este mismo. Esta suma genera que este compuesto sea uno de los contaminantes más recurrentes en las aguas subterráneas de zonas agrícolas de EEUU (Toccalino et al., 2014).

En relación a los suelos, además, de destacar sus diferencias en %OM y su porosidad, se debe resaltar el pH que presentan estas series de suelo. Este parámetro es importante si consideramos su capacidad de cambiar el comportamiento del pesticida, pudiendo modificar su vida media y/o su coeficiente de adsorción al suelo (Spadotto et al., 2005). Se asume generalmente que el coeficiente de adsorción disminuye al aumentar el pH del suelo y que la vida media del pesticida disminuye a pH más ácidos (Danielson et al., 1993). Sin embargo, para algunos pesticidas identificados en el área de estudio como el Methomyl, esto no es válido ya que este compuesto aumenta su vida media al disminuir el pH (Van Scoy et al., 2013).

En lo que respecta a los índices, lo primero a destacar es la gran variabilidad que presentan los resultados de estos y como estos últimos contrastan entre los distintos índices. Esto coincide con lo descrito en la metodología y esta es la causa de la aplicación del ACP. La gran variabilidad que presentan algunos índices se debe a la forma en que estos están configurados. Ya que en la

mayoría de los índices no se presentó una gran variabilidad en los resultados a pesar que en nuestra base de datos se presentaban diferencias de 6 y 5 órdenes de magnitud en la solubilidad y el  $K_{oc}$  respectivamente. Entre los índices con mayor variabilidad en sus resultados encontramos al AF, LEACH, MLEACH y LIX. En cambio, otros índices como el GUS, Briggs RF y GLI están diseñados para presentar una baja variabilidad entre sus resultados, lo que facilita el análisis de estos. En el caso del primer grupo encontramos exponenciales en las fórmulas de los índices AF y LIX, lo que hace que pequeños cambios en los valores se vean magnificados en los resultados de estos. En el índice AF las diferencias de 100 órdenes de magnitud entre sus resultados no son extrañas, lo que dificulta en demasía su análisis (Li et al., 1998). En los índices LEACH y MLEACH no existe un pretratamiento de los datos que pueda disminuir la variabilidad de estos como si se hace en varios índices en los cuales se ingresa el logaritmo de los datos. El aplicar logaritmo a los datos de entrada permite disminuir la magnitud del resultado entregado por el índice. Esto si ocurre en otros índices como el LIN que, al igual que los índices LEACH y MLEACH, también trabaja solo con las propiedades fisicoquímicas del pesticida. La diferencia es que el LIN aplica un logaritmo a estas propiedades con el fin de obtener un rango de resultados más acotado.

Un punto importante a destacar es que las predicciones de potencial que realizan aquellos índices que categorizan a los pesticidas según el valor resultante no son del todo certeras. Esto se debe a distintos factores, el primero de todos es que varios de estos valores límites que dividen entre un potencial alto/medio/bajo son validados bajo condiciones específicas, lo cual hace que al extrapolar estos índices a otras condiciones ambientales no se desenvuelvan de la mejor manera. Un ejemplo de esto es el Hamaker RF en cual el autor señala que el rango de valores que el entrega en su índice fueron creados para un tipo de suelo específico en el cual él evaluó su índice y que estos podrían no ser representativos para otros tipos de suelos (Hamaker, 1975). Además, hay que considerar que para varios de estos índices los límites entre rangos fueron creados de manera semi-arbitraria. Esto sucede con el índice GLI el cual también se elaboró mediante un ACP de los índices GUS, LEACH y LIN. Los valores límites entre los distintos grupos fueron asignados usando un criterio visual sobre la distribución de los diferentes pesticidas en el ACP (Papa et al., 2004). Una tercera razón de porqué la predicción de estos índices puede no ser buena es que se considera que hay cierta incertidumbre en los datos que se ingresan a los índices, esto ocurre porqué estos valores son promedios obtenidos y pueden no reflejar cuales son las propiedades reales en la zona de estudio. En nuestra zona de estudio se identificaron varios pesticidas los cuales pueden cambiar sus propiedades fisicoquímicas al encontrarse en zonas de pH ácidos como las que tenemos en las dos series de suelo estudiadas. Siguiendo con este punto, uno de los principales problemas de los índices es que puede que estos no predigan de buena manera cuando se trabaja con pesticidas

iónicos o con capacidad de ionización. Esto debido a que al estar ionizado el pesticida tiene mayor capacidad de interactuar con otros componentes del suelo distintos a los que se puede calcular con el  $K_{oc}$ , que es el parámetro que se ingresa en los índices (Haarstad, 1998; Pérez-Lucas et al., 2020; Spadotto et al., 2002). Esto se ve reflejado en el caso del paraquat ya que al observar sus propiedades este tiene una gran solubilidad (620 gr/L) junto con una gran vida media (365 días) y un  $K_{oc}$  moderado. Con esto uno tendería a pensar que tiene una gran capacidad de lixiviación. El problema con este pesticida es que se encuentra ionizado y tiende a ser inmovilizado por la fracción mineral del suelo, por la que tiene gran afinidad. El paraquat aparece entre los con mayor potencial de lixiviación en varios índices, demostrando que los pesticidas ionizados pueden inducir a errores en las predicciones de los índices (Sartori & Vidrio, 2018).

Si aplicamos la metodología ocupada en el índice GLI para asignar rangos a partir de cómo se distribuyen los pesticidas en el ACP esta no nos sería muy útil debido a como se distribuyen los pesticidas en ambos ACP.

Para la serie Chacayal las elipses generadas en el ACP se sobrepone una a la otra debido a que los pesticidas pertenecientes a cada categoría no se distribuyen de manera cercana en el gráfico. Esto significa que los pesticidas con diferentes potenciales de lixiviación tienden a mezclarse entre ellos, en especial entre los pesticidas con un potencial alto y medio. Lo que dificulta el poder establecer límites numéricos para diferenciar entre ambos grupos.

Para la serie Mebuca estas elipses no están tan sobrepuestas como ocurre en el primer caso. Esto no se debe a que los pesticidas se agrupan de forma distinta en el gráfico, de hecho, los pesticidas se distribuyen de manera similar en ambos ACP. La razón del porqué esto ocurre es que varios pesticidas aumentaron su potencial de lixiviación bibliográfico debido a que las características que posee esta serie de suelo hacen que estos compuestos infiltren con mayor facilidad a la napa subterránea. Lo que trae como resultado que varios pesticidas pasen de un potencial bajo a medio y de medio a alto. De todas maneras, sería difícil crear intervalos ya que estas elipses siguen estando superpuestas unas a otras.

Dicho esto, quizás no sea muy adecuado comparar los resultados de los índices en lo que respecta a las predicciones que estos puedan dar sino sería mejor enfocarlos en cómo estos índices ordenan a los pesticidas que se ingresan. La mejor manera en las cuales estos pesticidas se pudieran ocupar con franja de valores que categoricen al pesticida sería validando estos índices mediante monitoreo en terreno, pudiendo así contrastar los pesticidas encontrados con las predicciones entregadas por los índices (Haarstad, 1998; Stenemo, 2007). El primer enfoque de comparar los rankings entregados por



los índices es usado por Akay. Ella compara la forma en la cual los índices ordenan los pesticidas para poder discriminar cuales compuestos poseen un mayor potencial de lixiviación (AKAY, 2016).

Siguiendo con la idea si queremos ver si los rankings entregados por los índices son acertados o no, estos deben ser comparados con las predicciones bibliográficas realizadas para cada pesticida. Si bien en estas predicciones no se numeraron a los pesticidas según su potencial de lixiviación, se pueden comparar mirando si los pesticidas que se predijeron que tenían un potencial alto se encuentran en los primeros lugares del ranking elaborado por cada índice. Lo mismo aplica para los pesticidas que fueron identificados con un potencial bajo de lixiviación, que deberían ubicarse en los últimos lugares del ranking.

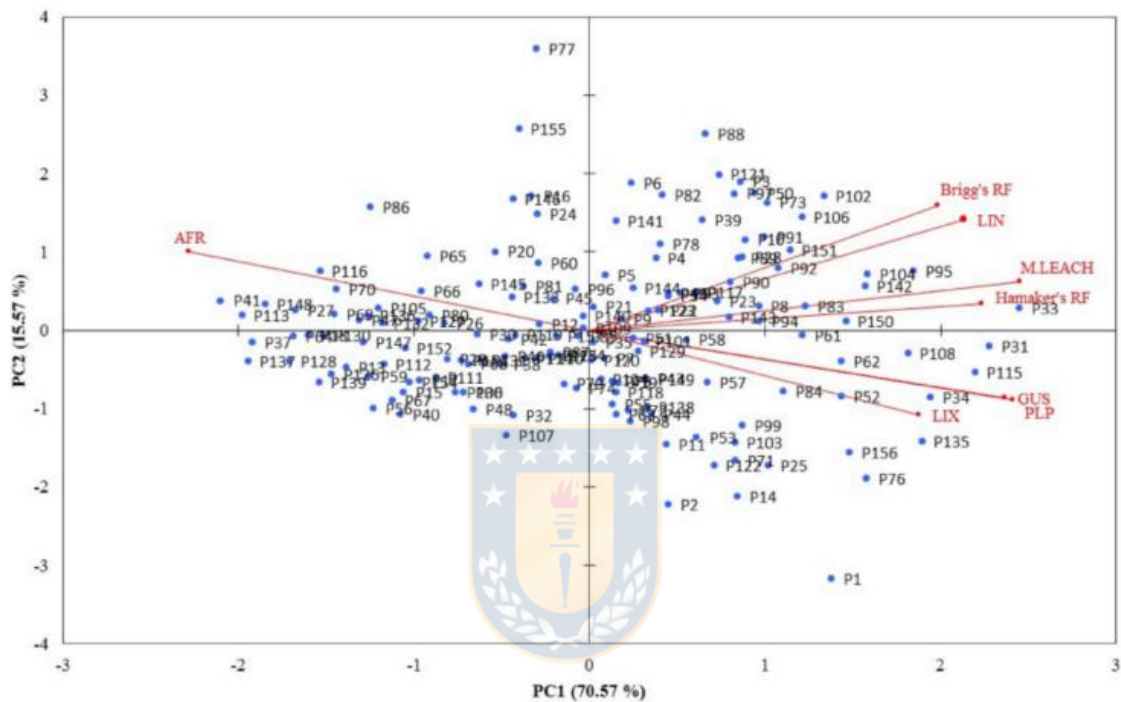
Al comparar los resultados de los índices con las predicciones bibliográficas de los 5 índices que más acertaron solo el VI considera los parámetros fisicoquímicos del suelo, el resto solo requieren las propiedades fisicoquímicas del pesticida. Si bien tres de estos índices (GUS, Hornsby, VI) presentaban rangos de valores que permitían catalogar al pesticida según su potencial, estas clasificaciones no fueron efectivas ya que como se mencionó anteriormente, estos valores fueron establecidos para un tipo de suelo específico y puede que no sean representativos al extrapolarlos a otros ambientes. Esto es especialmente notorio en los índices Hornsby y VI, donde en el primero ninguno de los pesticidas se catalogó con un potencial alto, sino que todos se encasillaron dentro de los rangos moderados y bajos. En el caso del índice VI solo el dimetoato fue catalogado como un pesticida con un potencial alto de lixiviación.

También llamó la atención el que no haya mucha diferencia en el ordenamiento de los pesticidas para ambas series de suelo, a excepción del Hamaker RF y AF. Para los índices elaborados mediante un PCA como el YASGEP y nuestro nuevo índice tampoco se presentaron grandes diferencias en la forma en que ordenaban estos pesticidas.

Si comparamos los resultados del índice YASGEP-P con nuestro nuevo índice estos son bastante parecidos respecto a la predicción que hacen y no se observan grandes diferencias entre ambos. Donde sí se observan diferencias es el orden de magnitud de resultados donde el YASGEP presentó valores que tenían hasta 6 órdenes de magnitud de diferencia entre ellos. En cambio, dentro del nuevo índice generado se alcanzaron los 3 órdenes de magnitud de diferencia. Si nos fijamos en cuantos índices se incluyen en cada ACP uno tendería a pensar que mientras más índices se incluyan mejor sería la predicción, pero si comparamos ambos esto no sucede. En el índice YASGEP-P se incluyen 8 índices mientras que en el nuevo índice solo se incluyen 4. El

hecho de que la inclusión de más índices no traiga consigo una mejor capacidad de predicción se puede deber a la inclusión de dos o más índices que tengan correlaciones muy altas. Esto significa que ingresar dos índices con correlaciones altas son tan parecidos que no agregan más información útil al ACP. Esto también se puede ver en el gráfico del ACP donde aquellos índices con una alta correlación aparecerán muy cercanos en el gráfico, como se aprecia en la figura 38.

Figura 38: ACP YASGEP-P



Fuente: (Akay Demir et al., 2019)

Lo que también se puede discutir es si efectivamente el realizar un ACP con varios índices mejora o no la capacidad de predicción de estos. Según lo revisado hasta el momento no hay muchas diferencias entre ocupar un solo índice o varios agrupados en uno nuevo. Esto se puede deber a que estos índices se basan en los mismos parámetros ( $K_{oc}$ ,  $t_{1/2}$ , %OM) y puede que el integrar dos o más índices basados en las mismas propiedades no mejore la capacidad de predicción del ACP.

En el test de Kruskal Wallis solo el GWCP presentó diferencias estadísticamente significativas entre las dos series de suelo. Esto se debe a como está elaborado este índice, ya que al ser el promedio del PLP y SLP las propiedades del pesticida y del suelo tienen igual peso dentro del GWCP. A esto hay que sumar que el %OM del suelo también tiene un gran peso dentro del SLP.

Esto es interesante ya que una de las razones del porqué se hizo dos ACP distintos era para ver las diferencias que arrojaban los índices para estas dos series de suelo. El hecho de que no haya diferencias significativas resulta extraño especialmente si consideramos que la serie Chacayal tiene un %OM cuatro veces mayor que la serie Mebuca.

Si miramos como los índices incorporan el parámetro %OM o %OC es principalmente multiplicándolo por el  $K_{oc}$  del pesticida y la densidad aparente del suelo, esto con el fin de simular un  $K_d$  tal como ocurre en los índices RF, Hamaker RF, AF, LPI y VI. Puede que el hecho que %OM este multiplicado por estos dos parámetros disminuya la sensibilidad del índice a este parámetro específico. Además, hay que tener en consideración que la variación normal del %OM no es muy grande ya que puede ir desde el 1% hasta el 30% dependiendo del suelo (Bot & Benites, 2005). En cambio, si miramos el  $K_{oc}$  de los pesticidas este puede tener diferencias de varios ordenes de magnitud entre distintos compuestos. El que existan estas diferencias tan grandes en el  $K_{oc}$  puede causar un mayor impacto en términos numéricos dentro de los índices que la variación del %OM ya que esta última es mucho menor comparada con la primera.

Dicho esto, se podría esperar que los índices que solo incluyen propiedades del pesticida sean suficiente para poder predecir el potencial de lixiviación del compuesto; pero uno de los defectos que tienen estos índices es que sus predicciones no son efectivas cuando hay procesos de flujo preferencial (Lindahl & Bockstaller, 2012). Es por eso que es importante considerar parámetros que nos indiquen la capacidad de retención de agua que presenta el suelo como lo es la capacidad de campo y, además, el patrón de precipitaciones. Ya que estos dos parámetros son factores fundamentales que inciden en el flujo preferencial. Siendo el primero considerado en casi todos los índices que incluyen parámetros del suelo a excepción del Hamaker RF y Briggs RF.

En otros estudios donde se ha evaluado el desempeño de estos índices, el año 2007 Kogan comparó el desempeño de los índices GUS, LIX, LEACH, LPI, HAMAKER'S RF y BRIGGS RF junto con información obtenida en terreno. En dicho estudio los índices con mejor desempeño fueron el HAMAKER RF y el GUS (Kogan et al., 2007). En otro estudio realizado en Argentina se compararon los índices AFT, GUS y GWCP siendo este último el con mejor desempeño (Dalpiaz & Andriulo, 2017). Ambos estudios son contradictorios ya que Kogan señala que índices más simples como el HAMAKER o GUS presentan mejores resultados que índices que requieren más información del sitio como lo es el LPI. En cambio, Dalpiaz et al. señala que el GWCP representa de mejor manera la capacidad de lixiviación de los pesticidas bajo ambientes con distintas texturas o pH.

A esto hay que sumar que hay otros índices de lixiviación que no tuvieron un buen desempeño en este estudio como el AF siguen siendo ampliamente ocupados por investigadores para evaluar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a ser contaminadas por pesticidas (Bedmar et al., 2015; Gaona et al., 2019; Ibrahim & Ali, 2020). Este índice que se presentó el año 1985 ha sido modificado varias veces para poder mejorar sus resultados, entre sus modificaciones encontramos al AFT, AFR, EAF, LPI y VI. El hecho de combinar propiedades del pesticida junto con características del medio lo hace ser una buena herramienta en sistemas de información geográfica para hacer mapeos de vulnerabilidad.

Dado todo lo expuesto anteriormente se podría destacar que no existe un índice ideal y elegir cual ocupar va a depender de la cantidad de información que se tenga y cual sea el objetivo de aplicar el índice. Si se quiere evaluar rápidamente el potencial de lixiviación de un pesticida se podría ocupar el índice GUS. Esto teniendo en consideración que este índice no hace buenas predicciones cuando estos pesticidas se encuentran ionizados y se debería considerar al momento de evaluar un pesticida. Por otra parte, si se desea poder identificar zonas vulnerables a ciertos pesticidas, índices como el AFT o el VI pueden ser aplicados en sistemas de información geográfica.

Por último, no se recomienda el uso de estos índices para fines regulatorios debido a que no son del todo precisos y pueden conducir a errores. Para estos fines se utilizan modelos numéricos ya que estos tienen menor incertidumbre en sus resultados. Un ejemplo de ello es el modelo FOCUS el cual es usado por la UE para modelar la capacidad de lixiviación de un pesticida. Los resultados de dicho modelo se toman en consideración al momento de la aprobación de nuevos pesticidas.

## 7 CONCLUSIONES

Lo primero a concluir en la presente tesis es la falta de información que se tiene en nuestro país en varios aspectos. Ya sea sobre las aguas subterráneas como de los pesticidas que se utilizan a nivel nacional. Si bien durante los últimos años se ha ido avanzando en la información que tenemos sobre nuestras aguas subterráneas esta sigue siendo insuficiente. Además, el no tener información actualizada sobre cuáles son los pesticidas utilizados a nivel nacional o regional limita bastante la capacidad de predecir o proteger lugares que sean vulnerables a estos compuestos. Esta es una variable a considerar ya que como se explicó con el caso del glifosato, pesticidas que se ocupen ampliamente también pueden encontrarse en aguas subterráneas a pesar de no tener un potencial de lixiviación alto. A esto hay que agregar que de los últimos 6 diagnósticos de calidad de aguas subterráneas realizados a nivel regional solo 2 consideraron a los pesticidas como parámetro a monitorear.

De las cuatro series de suelo estudiadas la mayor diferencia que se encontró fue su variación de %OM. Las que presentaron menor %OM y, por ende, mayor vulnerabilidad del acuífero al ingreso de pesticidas fueron las series Mebuca y Talquipen. En cambio, las con menor vulnerabilidad fueron las series Chacayal y Arrayán.

Un gran factor a considerar cuando se evalúa el potencial de lixiviación de un pesticida es su estado iónico. Este parámetro generalmente no es considerado por los índices y puede inducir a errores. Esto ocurre porque la molécula al estar cargada puede interactuar con otros componentes del suelo además de la materia orgánica, que es el parámetro que se ingresa a los índices ( $K_{oc}$ ).

Una de las grandes problemáticas con algunos índices es la gran variabilidad de sus resultados, lo que dificulta la interpretación de estos. Esto fue notorio en los índices AF, LEACH, MLEACH y LIX donde se alcanzaban diferencias entre resultados de más de 100 órdenes de magnitud. Aquellos índices que presentaron una baja variabilidad fueron RF, GUS, GWCP, LIX y VI. Muchos índices presentaban una tabla que catalogaba la capacidad de lixiviación del pesticida según el valor obtenido. La mayoría erró en estas predicciones ya que dichos rangos de valores fueron diseñados para un suelo específico, lo que induce a errores cuando se ocupan en otros suelos. Si se desea que los índices tengan la capacidad de catalogar al pesticida se recomienda el que sean contrastados con monitoreo de la zona a evaluar. Es por eso que el mejor uso que se le puede dar a estos índices es para elaborar un ranking comparativo en vez de catalogar al pesticida según su potencial.

Si comparamos el ranking entregado por cada índice con la revisión bibliográfica de los pesticidas, los índices que mejores resultados entregaron

fueron el MLEACH, GUS, Hornsby Index, LIX, LIN y VI. De estos solo el VI incluía parámetros fisicoquímicos del área de estudio, en cambio, los restantes 5 solo incluían propiedades del pesticida. Además, los índices GUS, LIN y VI presentaron una variabilidad pequeña en sus resultados comparados con los otros 3 índices.

Los índices parecen no variar mucho al cambiar el %OM presente en el suelo. Esto se puede deber a que las variaciones de %OM del suelo son pequeñas comparadas a las variaciones que se presentan en el  $K_{oc}$  de los pesticidas. Entonces estos índices parecen depender más del  $K_{oc}$  del compuesto que del %OM del suelo.

Hay que agregar que la aplicación del ACP a los resultados de los índices no parece ser de gran ayuda ya que no mejora la predicción de la capacidad de lixiviación. Ya sea mediante el nuevo índice obtenido a partir del primer componente principal o viendo cómo se distribuyen los pesticidas en el ACP. Esto se puede deber a que como la mayoría de los índices se basan en otros índices anteriores y en casi las mismas propiedades fisicoquímicas, el integrar más índices similares al análisis de componentes principales no aporta nueva información útil al ACP.

Finalmente se podría decir que no existe un índice ideal y que estos tuvieron un desempeño desigual a lo largo del estudio. La elección del índice a ocupar va a depender de la información que se tenga disponible y/o se requiera. Aquellos índices solo basados en parámetros fisicoquímicos como el GUS o LIN son una buena elección cuando se quiere realizar un análisis rápido al pesticida. Si se cuenta con información del medio en el cual se aplicará el pesticida, se podría considerar usar el VI ya que este integra parámetros tanto del pesticida como del medio. Este índice es usado para identificar zonas vulnerables a lixiviación de pesticidas.

## 8 RECOMENDACIONES

Como posibles estudios a futuro se recomienda sumar a estos análisis a los metabolitos de los pesticidas estudiados. Los índices serían ideales ya que muchas veces no existe información tan detallada sobre los productos de degradación de pesticidas lo que imposibilita realizar una modelación más compleja. Entonces el usar los índices podría ser de mucha utilidad para definir posibles metabolitos a monitorear en aguas subterráneas.

Además, se recomienda que en los futuros estudios de calidad de aguas subterráneas se puedan incluir pesticidas y sus metabolitos llegando a límites de detección más bajos que los dos informes anteriores.

Por último, se recomienda que el proponente de nuevos plaguicidas indique si este compuesto tiene la capacidad de lixiviar a napas subterráneas.



## 9 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKAY, A. E. (2016). *RANKING OF PESTICIDES ACCORDING TO LEACHING POTENTIALS TO GROUNDWATER FOR THE SELECTED RIVER BASINS IN TURKEY – INDEX-BASED APPROACH*.
- Akay Demir, A. E., Dilek, F. B., & Yetis, U. (2019). A new screening index for pesticides leachability to groundwater. *Journal of Environmental Management*, 231(November 2018), 1193–1202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.007>
- Amat Rodrigo, J. (2016). *Test Kruskal-Wallis*. Cienciadedatos.Net. [https://www.cienciadedatos.net/documentos/20\\_Kruskal-Wallis\\_test.html](https://www.cienciadedatos.net/documentos/20_Kruskal-Wallis_test.html)
- Aquaterra Ingenieros Limitada. (2011). ESTUDIO HIDROGEOLOGICO CUENCAS BÍO BÍO E ITATA. In *Dirección General de Aguas (DGA)*.
- Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Simal-Gándara, J., Mejuto, J. C., & García-Río, L. (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123(4), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Arias-Estevez, M., López-Periago, E., Martínez-Carballo, E., Mejuto, J., & Garcia, L. (2008). *The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources*. 123, 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Báez, M. E., Espinoza, J., Silva, R., & Fuentes, E. (2015). Sorption-desorption behavior of pesticides and their degradation products in volcanic and nonvolcanic soils: interpretation of interactions through two-way principal component analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), 8576–8585. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4036-8>
- Battaglin, W. A., Meyer, M. T., Kuivila, K. M., & Dietze, J. E. (2014). Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in U.S. soils, surface water, groundwater, and precipitation. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(2), 275–290. <https://doi.org/10.1111/jawr.12159>
- Bedmar, F., Gianelli, V., Angelini, H., & Viglianchino, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 41(1), 70–82.
- Bot, A., & Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*. FAO SOILS BULLETIN 80. <http://www.fao.org/3/a0100e/a0100e00.htm#Contents>
- Briggs, G. G. (1981). *Theoretical and Experimental Relationships between Soil Adsorption , Octanol-Water Partition Coefficients , Water Solubilities ,*



*Bioconcentration Factors*, and the Parachor. 1050–1059.  
<https://doi.org/10.1021/jf00107a040>

Burri, N. M., Weatherl, R., Moeck, C., & Schirmer, M. (2019). A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. *Science of the Total Environment* A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. *Science of the Total Environment*, 684(May).  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.236>

Carbo, L., Souza, V., Dores, E. F. G. C., & Ribeiro, M. L. (2008). Determination of pesticides multiresidues in shallow groundwater in a cotton-growing Region of Mato Grosso, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 19(6), 1111–1117. <https://doi.org/10.1590/s0103-50532008000600009>

Carmona, F. (2014). Un ejemplo de ACP paso a paso. In *Departamento de estadística, Universitat de Barcelona*.

CIREN. (1999). ESTUDIO AGROLOGICO VIII REGION. In *PUBLICACIÓN CIREN N° 121*.

Climent, M. J., Herrero-Hernández, E., Sánchez-Martín, M. J., Rodríguez-Cruz, M. S., Pedreros, P., & Urrutia, R. (2019). Residues of pesticides and some metabolites in dissolved and particulate phase in surface stream water of Cachapoal River basin, central Chile. *Environmental Pollution*, 251, 90–101. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.117>

Cornell, U. of. (2002). *WHY PREFERENTIAL FLOW IS IMPORTANT?*  
<http://soilandwater.bee.cornell.edu/research/pfweb/educators/intro/why.htm>

Dalpiaz, M. J., & Andriulo, A. (2017). Comparación de índices de riesgo de lixiviación de plaguicidas. *Ciencia Del Suelo*, 35(2), 365–376.

Danielson, L. E., Carlson, G. A., & Weber, J. B. (1993). GROUND WATER CONTAMINATION AND COSTS OF PESTICIDE RESTRICTIONS IN THE SOUTHEASTERN COASTAL PLAIN. *North Carolina State University*.

DGA. (2015). *DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA REGIÓN LIB. BERNARDO O'HIGGINS*.

DGA. (2016). *DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LA REGIÓN DE VALPARAÍSO*.

Dirección General de Aguas. (2019). *DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS DE LAS REGIONES DE ÑUBLE Y DEL BIOBÍO*.

FAO. (2006). Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas. (*Organización de Las Naciones Unidas Para La Agricultura y El Desarrollo*), 35. <http://www.fao.org/3/a-a0220s.pdf>

- FAO. (2019). *FAOSTAT*. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>
- Fernández Fernández, M. (2018). *Aplicación de productos fitosanitarios nivel básico*.
- Gaona, L., Bedmar, F., Gianelli, V., Faberi, A. J., & Angelini, H. (2019). Estimating the risk of groundwater contamination and environmental impact of pesticides in an agricultural basin in Argentina. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(11), 6657–6670. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02267-w>
- Gavrilescu, M. (2005). Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences*, 5(6), 497–526. <https://doi.org/10.1002/elsc.200520098>
- Ghosh, R. K., & Ray, D. P. (2016). Reviewing Mathematical Models for Pesticide Leaching Studies. *International Journal of Bioresource Science*, 3(2), 73. <https://doi.org/10.5958/2454-9541.2016.00018.9>
- Gibbs, K. E., MacKey, R. L., & Currie, D. J. (2009). Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Diversity and Distributions*, 15(2), 242–253. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00543.x>
- Gramatica, P., & Guardo, A. Di. (2002). Screening of pesticides for environmental partitioning tendency. 47, 947–956.
- GroundwaterForum, U. (2011). *The factors controlling the vulnerability of aquifers to pollution*. <http://www.groundwateruk.org/Image-Gallery.aspx>
- Gustafson, D. I. (1989). Hazard Assessment GROUNDWATER UBIQUITY SCORE: A SIMPLE METHOD FOR ASSESSING PESTICIDE LEACHABILITY. 8, 339–357.
- Haarstad, K. (1998). Groundwater pesticide vulnerability: comparing simple assessment methods. *Norges Geologiske Undersekelse Bulletin*, 434, 45–52.
- Hamaker, J. W. (1975). *THE INTERPRETATION OF SOIL LEACHING EXPERIMENTS*. 115–133.
- Harrel, F. (2021). *Hmisc: Harrell Miscellaneous*. <https://cran.r-project.org/package=Hmisc>
- Helling, C. S., & Turner, B. C. (1968). Pesticide Mobility: Determination by Soil Thin-Layer Chromatography. *American Association for the Advancement of Science Stable*, 162(3853), 562–563. <https://www.jstor.org/stable/1724926>
- Hornsby, A. G. (1992). Site-Specific Pesticide Recommendations: The Final Step in Environmental Impact Prevention. *Weed Science Society of*

*America*, 6(3), 736–742. <https://www.jstor.org/stable/3987243>

Ibrahim, H. M., & Ali, habdou@ksu A. T. (2020). Assessment of the environmental risk of pesticides leaching at the watershed scale under arid climatic conditions and low recharge rates. *Water (Switzerland)*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/w12020418>

Isenring, R. (2010). *Pesticides and the loss of biodiversity*. March.

Jaramillo, R., Bowen, W., & Stoorvogel, J. J. (2000). Carbofuran Presence in Soil Leachate, Groundwater, and Surface Water in the Potato Growing Area in Carchi, Ecuador. *Program*, 355–360.

Jiménez Torres, J. A. (2019). *Detección y reemplazo de outliers con R*. Autentia. <https://www.adictosaltrabajo.com/2019/11/28/deteccion-y-reemplazo-de-outliers-con-r/>

Katagi, T. (2013). *Soil Column Leaching of Pesticides* (Issue January 2013). Springer Science+Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4448-0>

Kogan, M., Rojas, S., Gómez, P., Suárez, F., Muñoz, J. F., & Alister, C. (2007). Evaluation of six pesticides leaching indexes using field data of herbicide application in Casablanca Valley, Chile. *Water Science and Technology*, 56(2), 169–178. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.486>

Li, Z. C., Yost, R. S., & Green, R. E. (1998). *Incorporating uncertainty in a chemical leaching assessment*. 7722(March 1998). [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(97\)00021-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(97)00021-1)

Lindahl, A. M. L., & Bockstaller, C. (2012). An indicator of pesticide leaching risk to groundwater. *Ecological Indicators*, 23, 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.014>

Linde, C. D. (1994). *Physico-Chemical Properties and Environmental Fate of Pesticides*.

Loewy, M., Kirs, V., Carvajal, G., Venturino, A., & Pechen De D'Angelo, A. M. (1999). Groundwater contamination by azinphos methyl in the Northern Patagonic Region (Argentina). *Science of the Total Environment*, 225(3), 211–218. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00365-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00365-9)

Machiwal, D., Jha, M. K., Singh, V. P., & Mohan, C. (2018). Assessment and mapping of groundwater vulnerability to pollution: Current status and challenges. *Earth-Science Reviews*, 185(September 2017), 901–927. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.009>

Mackay, D., Shiu, W. Y., Ma, K., & Lee, S. C. (2006). Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. In *Chemphyschem A European Journal Of Chemical Physics And Physical*

- Margat, J., & van der Gun, J. (2013). *Groundwater around the World A Geographic Synopsis*.
- Mcgrath, G. S., Hinz, C., & Sivapalan, M. (2009). *A preferential flow leaching index*. November. <https://doi.org/10.1029/2008WR007265>
- Meeks, Y. J., & Dean, J. D. (1991). *EVALUATING GROUND - WATER VULNERABILITY TO PESTICIDES*. 116(5), 693–707.
- Resolución 1557 EXENTA, 1 (2014).  
<https://www.leychile.cl/N?i=1060172&f=2019-01-21&p=>
- Navarro, S., Vela, N., & Navarro, G. (2007). Review. An overview on the environmental behaviour of pesticide residues in soils. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5(3), 357–375. <https://doi.org/10.5424/sjar/2007053-5344>
- ODEPA. (2019). *PANORAMA DE LA AGRICULTURA CHILENA*. Oficina de Estudios y Política Agraria.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- OERKE, E. C. (2006). Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, 31–43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Olvera-Velona, A., Benoit, P., Barriuso, E., & Ortiz-Hernandez, L. (2008). Sorption and desorption of organophosphate pesticides, parathion and cadusafos, on tropical agricultural soils. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(2), 231–238. <https://doi.org/10.1051/agro:2008009>
- Özkara, A., Akyil, D., & Konuk, M. (2016). *Pesticides, Environmental Pollution, and Health*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/63094>
- Palm, B. (2007). Pesticide use in rice cultivation in Tarapoto , Peru. Usage patterns and pesticide residues in water sources. *Rapport / Sveriges Lantbruksuniversitet, Miljöanalys*, 19, 130.
- Pan, H., Lei, H., He, X., Xi, B., & Xu, Q. (2019). Spatial distribution of organochlorine and organophosphorus pesticides in soil-groundwater systems and their associated risks in the middle reaches of the Yangtze River Basin. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(4), 1833–1845. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9970-1>
- Papa, E., Castiglioni, S., Gramatica, P., Nikolayenko, V., Kayumov, O., & Calamari, D. (2004). *Screening the leaching tendency of pesticides applied in the Amu Darya Basin ( Uzbekistan )*. 38, 3485–3494. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.04.053>

- Paraíba, L. C., & Spadotto, C. A. (2002). Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. *Chemosphere*, 48(9), 905–912. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00181-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00181-9)
- Pereira, V. J., da Cunha, J. P. A. R., de Moraes, T. P., Ribeiro-Oliveira, J. P., & de Moraes, J. B. (2016). Propriedades físico-químicas dos agrotóxicos: Conceitos, aplicações e interações com o ambiente. *Bioscience Journal*, 32(3), 627–641. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n3a2016-31533>
- Pérez-Lucas, G. (2016). Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile. In *Pesticides - Use and Misuse and Their Impact in the Environment: Vol. i* (p. 13). <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/57353>
- Pérez-Lucas, G., Vela, N., Abellán, M., Fenoll, J., & Navarro, S. (2020). Use of Index-Based Screening Models to Evaluate the Leaching of Triclopyr. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104, 497–502. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00128-020-02818-9>
- Pérez-Lucas, G., Vela, N., El Aatik, A., & Navarro, S. (n.d.). Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile. *Intechopen*.
- Peterson, B., & Carl, P. (2020). *PerformanceAnalytics: Econometric Tools for Performance and Risk Analysis*. <https://cran.r-project.org/package=PerformanceAnalytics>
- Pluviophile. (2019). *Pearson vs Spearman vs Kendall*. [https://datascience.stackexchange.com/questions/64260/pearson-vs-spearman-vs-kendall#:~:text=In the normal case%2C Kendall,and efficient than Spearman correlation.&text=Spearman's rho usually is larger,discordant\) pairs is very direct](https://datascience.stackexchange.com/questions/64260/pearson-vs-spearman-vs-kendall#:~:text=In%20the%20normal%20case%2C%20Kendall,and%20efficient%20than%20Spearman%20correlation.&text=Spearman%27s%20rho%20usually%20is%20larger,discordant%20pairs%20is%20very%20direct).
- Rendón-Von Osten, J., & Dzul-Caamal, R. (2017). Glyphosate residues in groundwater, drinking water and urine of subsistence farmers from intensive agriculture localities: A survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6). <https://doi.org/10.3390/ijerph14060595>
- Revelle, W. (2020). *Psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research*. <https://cran.r-project.org/package=psych>
- Ribeiro, C. D. (2015). *Índice para a avaliação do risco de contaminação da água por pesticidas : desenvolvimento e validação*. 20(V), 286–297.
- Rodrigo, J. A. (2017). *Análisis de Componentes Principales (Principal Component Analysis, PCA) y t-SNE*. [Www.Cienciadedatos.Net. https://www.cienciadedatos.net/documentos/35\\_principal\\_component\\_analysis#](https://www.cienciadedatos.net/documentos/35_principal_component_analysis#)

- Rossetto, R., Sabbatini, T., & Silvestri, N. (2020). Assessing specific vulnerability of shallow aquifers to pesticide using GIS tools. data needs and reliability of index-overlay methods: An application to the san giuliano terme agricultural area (Pisa, Italy). *Agronomy*, 10(7), 1–19. <https://doi.org/10.3390/agronomy10070985>
- SAG. (2012). *Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile. Año 2012*.
- Sartori, F., & Vidrio, E. (2018). Environmental fate and ecotoxicology of paraquat: a California perspective. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 100(5–7), 479–517. <https://doi.org/10.1080/02772248.2018.1460369>
- Schlosser, S. A., McCray, J. E., Murray, K. E., & Austin, B. (2002). A Subregional-Scale Method to Assess Aquifer Vulnerability to Pesticides. *Ground Water*.
- Shoeib, M., & Harner, T. (2002). Using measured octanol-air partition coefficients to explain environmental partitioning of organochlorine pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(5), 984–990. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(2002\)021<0984:UMOAPC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<0984:UMOAPC>2.0.CO;2)
- Spadotto, C. A. (2002). *SCREENING METHOD FOR ASSESSING PESTICIDE LEACHING POTENTIAL*. 6, 69–78.
- Spadotto, C. A., Gomes, M. A. F., & Hornsby, A. G. (2002). Pesticide Leaching Potential Assessment in Multilayered Soils. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 12(December), 0–12. <https://doi.org/10.5380/pes.v12i0.3145>
- Spadotto, C. A., Hornsby, A. G., & Gomes, M. A. F. (2005). Sorption and leaching potential of acidic herbicides in Brazilian soils. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 40(1), 29–37. <https://doi.org/10.1081/PFC-200034205>
- Stenemo, F. (2007). *Vulnerability assessments of pesticide leaching to groundwater*. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences.
- Tiryaki, O. (2010). *The Fate of Pesticide in the Environment. January 2010*.
- Toccalino, P. L., Gilliom, R. J., Lindsey, B. D., & Rupert, M. G. (2014). Pesticides in groundwater of the United States: decadal-scale changes, 1993-2011. *Ground Water*, 52, 112–125. <https://doi.org/10.1111/gwat.12176>
- U.S. Geological Survey. (1996). Pesticides in ground water: current understanding of distribution and major influences. *Fact Sheet*. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/fs24495>

Directiva 2006/118/CE UE, 2006 Diario Oficial de la Unión Europea. Serie L 19 (2006).

Van Der Werf, H. M. G., & Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1–3), 131–145. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)

Van Scoy, A. R., Yue, M., Deng, X., & Tjeerdema, R. S. (2013). Environmental Fate and Toxicology of Methomyl. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 222.

Vighi, M., & Furani, E. (1995). *Pesticides Risk in Groundwater*. CRC Press.

Vu, V. Q. (2011). *ggbiplot: A ggplot2 based biplot*. <http://github.com/vqv/ggbiplot>

Wickham, H., & Bryan, J. (2019). *Readxl: Read Excel Files*. <https://cran.r-project.org/package=readxl>



ANEXO I: Propiedades fisicoquímicas pesticidas zona de estudio.

<i>Pesticidas</i>	<i>MW</i> (gr/mol)	<i>K<sub>ow</sub></i>	<i>VP</i> (Pa)	<i>K<sub>H</sub></i> (Pa m <sup>3</sup> /mol)	<i>S</i> (mg/L)	<i>t<sub>1/2</sub></i> (días)	<i>K</i> (1/día)	<i>K<sub>oc</sub></i> (ml/gr)
GLY	228,18	3,98E-04	1,30E-05	2,09E-07	14170	60	0,0116	2090
TRI	356,62	2,00E+04	4,20E-04	2,50E-02	6	13	0,0533	62
2,4-D	221,04	1,51E-01	9,90E-06	4,00E-06	24300	4,4	0,1580	39,3
MCPA	200,62	1,55E-01	7,87E-04	5,50E-05	630	25	0,0277	53,7
IODOSUL	529,24	2,00E-01	2,60E-09	2,29E-11	25000	8	0,0866	45
METSUL	381,36	1,58E+02	1,40E-12	2,87E-06	2790	10	0,0693	57
CLODINA	349,7	7,94E+03	3,19E-06	2,79E-04	4	0,8	0,8664	1466
CLOQUIN	335,8	1,07E+05	5,33E-06	3,02E-03	1	5	0,1386	9856
PARAQU	257,2	3,16E-05	1,33E-05	4,89E-09	620000	365	0,0019	452
CYHALO	449,9	6,31E+06	1,00E-06	1,42E+00	0	56	0,0124	182000
METHO	162,21	1,23E+00	7,20E-04	2,13E-06	55000	7	0,0990	72
DIMETHO	229,26	5,06E+00	2,47E-04	1,42E-06	39800	2,6	0,2670	11
CHLORP	350,58	9,12E+04	2,69E-03	2,97E-01	1	386	0,0018	5010
ABAMEC	873,1	3,35E+06	2,00E-06	2,18E-07	8	35,6	0,0195	5638
IMIDACL	255,66	3,72E+00	4,00E-10	1,70E-10	610	191	0,0040	262
DELTAME	505,21	1,58E+06	2,00E-06	3,10E-02	0	23	0,0301	8511
BENOMYL	290,32	1,32E+02	4,93E-07	4,00E-04	4	67	0,0103	513
METALA	279,33	4,47E+01	7,49E-04	3,50E-05	10168	60	0,0116	163
MANCOZ	541,1	2,14E+01	1,31E-05	4,46E-04	6	2	0,3466	998
CYMOXA	198,18	3,89E+00	1,51E-04	3,35E-05	890	3,5	0,1980	123
IPROD	330,16	1,00E+03	5,00E-07	3,16E-04	14	11,7	0,0592	708
CHLORO	265,91	8,71E+02	7,60E-05	2,50E-02	1	22	0,0320	1790
CAPTAN	300,61	3,16E+02	4,20E-06	3,00E-04	5	0,8	0,8660	200



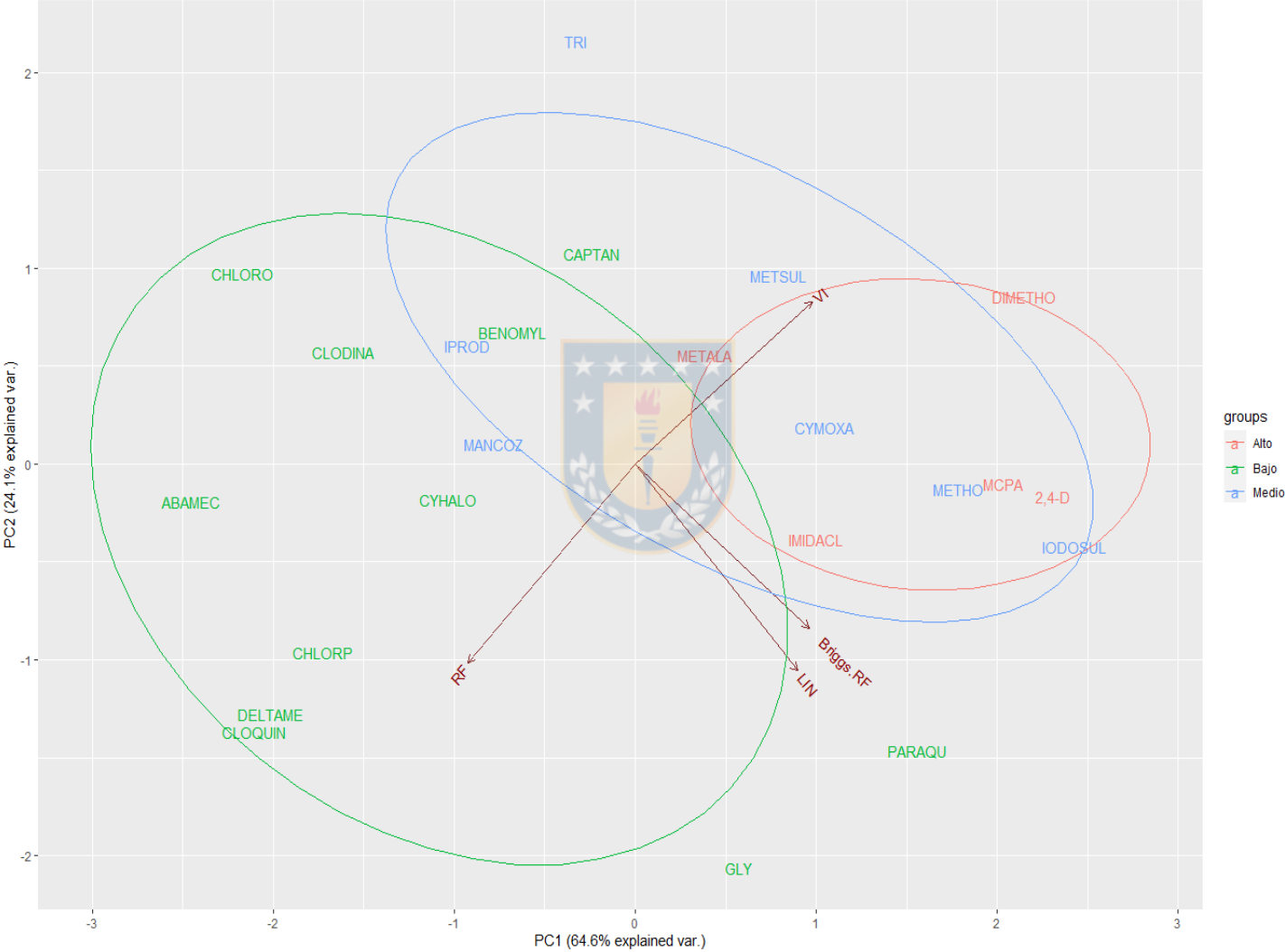
ANEXO II: Resultados índices Chacayal.

Pesticidas	RF	Hamaker RF	Briggs RF	LEACH	MLEACH	AF	GUS	LPI	Hornsby Index	PLP	GWCP	LIX	LIN	VI	GLI	YASGEP-P	Nuevo Índice
GLY	5,54	-0,0127	1,00	3,1E+07	4,07E+02	8,3E-13	1,21	6,75E+02	3,48E+02	46,7	50,8	3,27E-11	7,76	0,53	-2,20	4,21E+02	4,3
TRI	1,20	-0,7280	0,00	2,9E+03	1,21E+00	9,6E-13	2,46	6,78E+02	4,77E+01	60,2	57,6	3,67E-02	0,34	17,90	1,23	5,08E+01	21,9
2,4-D	1,09	-1,9821	0,95	2,7E+08	2,72E+03	5,6E-33	1,55	2,53E+02	8,93E+01	45,7	50,4	2,01E-03	6,78	28,32	-0,97	2,56E+03	44,1
MCPA	1,12	-0,9472	0,95	3,7E+05	2,93E+02	1,4E-06	3,17	1,40E+03	2,15E+01	54,5	54,7	2,26E-01	5,33	20,67	0,19	3,24E+02	32,5
IODOSUL	1,10	-1,3836	0,94	1,7E+12	4,44E+03	1,1E-18	2,12	4,54E+02	5,63E+01	21,7	38,4	2,03E-02	9,15	24,66	-1,87	4,14E+03	42,1
METSUL	1,12	-0,8459	0,02	3,5E+14	4,89E+02	2,0E-15	2,24	5,55E+02	5,70E+01	14,4	34,7	1,92E-02	4,84	19,47	0,09	4,68E+02	29,3
CLODINA	4,19	-0,0181	0,00	6,8E+02	2,18E-03	0,0E+00	-0,08	1,19E+01	1,83E+04	-6,0	24,5	0,00E+00	0,72	0,76	-2,04	-5,46E+00	-3,3
CLOQUIN	22,43	-0,0027	0,00	5,6E+01	3,00E-04	0,0E+00	0,00	1,39E+01	1,97E+04	-15,1	20,0	0,00E+00	-1,19	0,11	-1,41	-1,52E+01	-28,4
PARAQU	1,98	-0,0613	1,00	3,8E+10	5,01E+05	1,9E-01	3,45	1,15E+04	1,24E+01	25,9	40,5	4,24E-01	10,26	2,46	-0,54	4,64E+05	14,0
CYHALO	400,08	-0,0001	0,00	9,2E-01	9,23E-07	0,0E+00	-2,20	8,73E+00	3,25E+04	-20,4	17,3	0,00E+00	-5,14	0,01	-1,88	-2,84E+01	-489,7
METHO	1,16	-0,5694	0,70	7,4E+06	5,35E+03	2,5E-22	1,81	3,77E+02	1,03E+02	40,1	47,5	8,02E-04	6,44	15,41	-0,45	4,99E+03	26,8
DIMETHO	1,02	1,7275	0,36	3,8E+07	9,41E+03	3,3E-52	1,23	1,58E+02	4,23E+01	38,0	46,5	5,30E-02	6,53	101,05	-0,68	8,75E+03	136,2
CHLORP	12,61	-0,0052	0,00	3,2E+01	8,61E-02	5,4E-05	0,78	1,91E+03	1,30E+02	42,2	48,6	1,24E-04	-1,83	0,22	0,85	3,16E+01	-17,1
ABAMEC	13,26	-0,0047	0,00	2,5E+04	4,99E-02	2,1E-49	0,39	1,67E+02	1,58E+03	3,1	29,1	2,12E-48	0,60	0,20	-0,90	-3,72E+00	-15,1
IMIDACL	1,57	-0,1107	0,44	1,1E+12	4,45E+02	8,4E-02	3,61	7,59E+03	1,37E+01	33,3	44,1	3,51E-01	6,89	4,67	-0,34	4,48E+02	12,7
DELTAME	19,58	-0,0031	0,00	2,7E+00	5,40E-06	5,3E-112	0,10	7,32E+01	3,70E+03	-9,7	22,6	4,03E-112	-3,51	0,13	-1,08	-1,93E+01	-27,6
BENOMYL	2,12	-0,0537	0,02	1,0E+06	4,96E-01	7,4E-05	2,36	1,97E+03	7,66E+01	38,3	46,6	4,96E-03	1,83	2,16	0,09	3,37E+01	2,4
METALA	1,35	-0,1908	0,06	5,0E+06	3,74E+03	1,1E-03	3,18	2,76E+03	2,72E+01	42,2	48,6	1,52E-01	4,50	6,81	1,33	3,51E+03	12,4
MANCOZ	3,17	-0,0269	0,12	9,5E+02	1,24E-02	5,6E-208	0,30	3,93E+01	4,99E+03	19,5	37,3	6,11E-151	2,16	1,11	-2,20	1,18E+01	0,3
CYMOXA	1,27	-0,2696	0,43	1,7E+05	2,53E+01	4,5E-48	1,04	1,72E+02	3,51E+02	19,2	37,1	2,64E-11	4,60	9,02	-1,21	4,05E+01	15,9
IPROD	2,54	-0,0383	0,00	4,6E+05	2,30E-01	4,2E-29	1,23	2,87E+02	6,05E+02	27,2	41,1	6,08E-19	1,63	1,57	-0,62	2,18E+01	0,8
CHLORO	4,95	-0,0148	0,00	1,3E+02	9,96E-03	3,8E-30	1,00	2,77E+02	8,14E+02	31,1	43,1	1,33E-25	-0,09	0,63	-0,58	2,26E+01	-5,3
CAPTAN	1,44	-0,1502	0,01	5,0E+03	2,08E-02	2,6E-235	-0,16	3,47E+01	2,50E+03	32,9	44,0	6,03E-76	1,93	5,55	-2,20	2,20E+01	7,6

ANEXO III: Resultados índices Mebuca.

Pesticidas	RF	Hamaker RF	Briggs RF	LEACH	MLEACH	AF	GUS	LPI	Hornsby Index	PLP	GWCP	LIX	LIN	VI	GLI	YASGEP-P	Nuevo índice
GLY	3,8	0,0	1,00	3,13E+07	4,07E+02	3,92E-05	1,21	9,85E+02	3,48E+02	46,69	95,84	3,27E-11	7,76	0,87	-2,20	4,21E+02	-2,48E+00
TRI	1,2	4,4	0,00	2,87E+03	1,21E+00	4,20E-07	2,46	6,81E+02	4,77E+01	60,21	102,61	3,67E-02	0,34	29,16	1,23	5,57E+01	4,49E+01
2,4-D	1,1	2,0	0,99	2,75E+08	2,72E+03	2,16E-17	1,55	2,61E+02	8,93E+01	45,71	95,35	2,01E-03	6,78	46,15	-0,97	2,56E+03	6,77E+01
MCPA	1,1	3,0	0,99	3,73E+05	2,93E+02	1,03E-03	3,17	1,45E+03	2,15E+01	54,47	99,74	2,26E-01	5,33	33,67	0,19	3,27E+02	5,11E+01
IODOSUL	1,1	2,3	0,98	1,71E+12	4,44E+03	5,85E-10	2,12	4,70E+02	5,63E+01	21,72	83,36	2,03E-02	9,15	40,18	-1,87	4,14E+03	5,95E+01
METSUL	1,1	3,4	0,07	3,50E+14	4,89E+02	3,18E-08	2,24	5,79E+02	5,70E+01	14,42	79,71	1,92E-02	4,84	31,72	0,09	4,72E+02	4,78E+01
CLODINA	3,0	-0,1	0,00	6,82E+02	2,18E-03	1,14E-258	-0,08	1,68E+01	1,83E+04	-6,00	69,50	0,00E+00	0,72	1,23	-2,04	-1,13E+01	-2,03E+00
CLOQUIN	14,2	0,0	0,00	5,62E+01	3,00E-04	1,61E-198	0,00	2,20E+01	1,97E+04	-15,06	64,97	0,00E+00	-1,19	0,18	-1,41	-2,07E+01	-1,76E+01
PARAQU	1,6	-0,2	1,00	3,76E+10	5,01E+05	4,94E-01	3,45	1,42E+04	1,24E+01	25,90	85,45	4,24E-01	10,26	4,00	-0,54	4,64E+05	4,54E+00
CYHALO	250,5	0,0	0,00	9,23E-01	9,23E-07	0,00E+00	-2,20	1,39E+01	3,25E+04	-20,43	62,28	0,00E+00	-5,14	0,01	-1,88	-2,84E+01	-3,15E+02
METHO	1,1	9,6	0,90	7,43E+06	5,35E+03	1,23E-11	1,81	3,98E+02	1,03E+02	40,08	92,54	8,02E-04	6,44	25,11	-0,45	5,00E+03	4,61E+01
DIMETHO	1,0	1,2	0,70	3,81E+07	9,41E+03	6,46E-28	1,23	1,60E+02	4,23E+01	38,05	91,52	5,30E-02	6,53	164,63	-0,68	8,75E+03	2,35E+02
CHLORP	9,0	0,0	0,00	3,20E+01	8,61E-02	2,40E-02	0,78	2,68E+03	1,30E+02	42,21	93,61	1,24E-04	-1,83	0,36	0,85	3,24E+01	-1,08E+01
ABAMEC	8,5	0,0	0,00	2,49E+04	4,99E-02	1,93E-17	0,39	2,60E+02	1,58E+03	3,11	74,06	2,12E-48	0,60	0,32	-0,90	-2,81E+00	-1,03E+01
IMIDACL	1,4	-0,4	0,76	1,11E+12	4,45E+02	3,22E-01	3,61	8,82E+03	1,37E+01	33,26	89,13	3,51E-01	6,89	7,61	-0,34	4,48E+02	9,48E+00
DELTAME	12,5	0,0	0,00	2,70E+00	5,40E-06	1,22E-38	0,10	1,15E+02	3,70E+03	-9,71	67,64	4,03E-112	-3,51	0,21	-1,08	-1,84E+01	-1,54E+01
BENOMYL	1,7	-0,2	0,08	1,01E+06	4,96E-01	1,76E-02	2,36	2,47E+03	7,66E+01	38,27	91,63	4,96E-03	1,83	3,52	0,09	3,44E+01	2,78E+00
METALA	1,2	-1,0	0,21	5,00E+06	3,74E+03	3,85E-02	3,18	3,07E+03	2,72E+01	42,18	93,59	1,52E-01	4,50	11,09	1,33	3,51E+03	1,34E+01
MANCOZ	2,3	-0,1	0,35	9,51E+02	1,24E-02	4,00E-82	0,30	5,34E+01	4,99E+03	19,55	82,27	6,11E-151	2,16	1,81	-2,20	1,27E+01	-6,46E-02
CYMOXA	1,2	-1,9	0,75	1,68E+05	2,53E+01	6,57E-24	1,04	1,87E+02	3,51E+02	19,21	82,10	2,64E-11	4,60	14,70	-1,21	4,00E+01	1,82E+01
IPROD	1,9	-0,1	0,01	4,59E+05	2,30E-01	2,50E-12	1,23	3,74E+02	6,05E+02	27,21	86,11	6,08E-19	1,63	2,55	-0,62	2,25E+01	1,06E+00
CHLORO	3,5	0,0	0,01	1,31E+02	9,96E-03	8,18E-12	1,00	3,92E+02	8,14E+02	31,12	88,06	1,33E-25	-0,09	1,03	-0,58	2,34E+01	-2,97E+00
CAPTAN	1,3	-0,7	0,04	4,95E+03	2,08E-02	3,22E-111	-0,16	3,93E+01	2,50E+03	32,93	88,97	6,03E-76	1,93	9,04	-2,20	2,22E+01	1,06E+01

ANEXO IV: ACP Chacayal.



ANEXO V: ACP Mebuca.

