



Universidad de Concepción



Dirección de Postgrado

Facultad de Ciencias Ambientales

TÍTULO DE LA TESIS:

**EFFECTOS DEL CAMBIO DE USO/COBERTURA DEL SUELO SOBRE LA RESPUESTA
HIDROLOGICA EN CUENCAS DEL CENTRO SUR DE CHILE BAJO ESCENARIOS DE
CAMBIO CLIMÁTICO**

**Tesis presentada a la facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad de
Concepción para optar al grado académico de Doctor en Ciencias
Ambientales con mención en Sistemas Acuáticos Continentales.**

POR: Lic. Rebeca Martínez Retureta

Profesor Guía: Prof. Dr. Mauricio Aguayo Arias

Concepción, Chile 2021

DEDICATORIA

*A mis padres por ser el pilar fundamental en mi educación
y en la vida, gracias por su incondicional apoyo.*

A mi esposo por su apoyo todos estos años.

*A mi hijo por darme esa gran felicidad que siento de tenerlo en mi
vientre.*



AGRADECIMIENTOS

Eterno agradecimiento a las personas e instituciones sin cuyo aporte no hubiera sido posible la realización de la presente tesis doctoral:

A mi esposo: pilar indiscutible de esta etapa de mi vida, soporte en momentos que nublaron la meta y la hicieron ver inalcanzable. Por la entrega incondicional, por el apoyo en todos los ámbitos, por la paciencia, la constancia y el amor.

A mi familia, que de una forma u otra me desafía a ser mejor persona y mejor profesional cada día, a mis padres, a mis hermanos, a mi abuela[†], por todo el apoyo.

A mis amigos y compañeros de diferentes promociones por las anécdotas y conocimientos compartidos. En especial a Lien Rodríguez, Longel Duran y Clara Tinoco, por estar siempre presentes todos estos años.

A mi tutor, el Dr. Mauricio Aguayo Áreas por su invaluable apoyo y enseñanzas, por recordarme que la dedicación y el esfuerzo son la única vía conducente al éxito. Por guiarme dentro y fuera del ámbito académico.

A la Dra. Alejandra Stehr y el Dr. Cristian Echeverría, por su constante apoyo en todas las épocas del proyecto.

Al Dr. José Miguel Sánchez Pérez, la Dra Sabine Sauvage: por el apoyo durante la pasantía doctoral, gracias por las buenas ideas.

A todos los profesores y la secretaria del doctorado, ya que de una forma u otra siempre me sentí acogida y apoyada a pesar de estar tan lejos de mi tierra.

A la Universidad de Concepción y al ECOLAB laboratory UMR 5262 de Toulouse por el apoyo institucional. A la beca de doctorado nacional CONICYT 21160323 y al proyecto VRID-Enlace N°218.191.002-1 por los fondos otorgados.

A todos: MUCHAS GRACIAS.

ÍNDICE

DEDICATORIA.....	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABLAS	x
PRODUCTIVIDAD CIENTÍFICA ASOCIADA	xiii
RESUMEN	xvi
ABSTRACT	xix
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	1
I.1. Cambio de uso/cobertura del suelo un cambio ambiental global.....	2
I.2. Servicios ecosistémicos y cambio de uso/cobertura del suelo	4
I.3. Cambio de uso/cobertura del suelo, cambio climático y provisión/regulación hídrica	6
I.4. Modelación hidrológica: vinculando el cambio de uso/cobertura del suelo y el cambio climático.	8
I.5. Efectos individuales y combinados del cambio del uso/cobertura del suelo y el cambio climático: La sinergia del daño a los ecosistemas.....	11
I.6. Planteamiento del problema.	13
<i>I.6.1. Hipótesis</i>	15
<i>I.6.2 Objetivo General</i>	16
<i>I.6.3. Objetivos Específicos</i>	16
<i>I.6.4. Estrategia de investigación.</i>	16
CAPITULO II. MATERIALES Y MÉTODOS	18
II.1. Área de estudio.....	18

II.2. Marco metodológico.....	20
II.2.1. Escenarios modelados	22
CAPÍTULO III. EFECTO DEL USO/COBERTURA DEL SUELO SOBRE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DEL RIO ANDALIÉN.	24
III.1. Artículo - I. Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile.	25
Abstract:.....	25
1. Introduction.....	26
2. Materials and Methods.....	30
2.1. Study Watershed.....	30
2.2. SWAT model description.....	32
2.3. Input data.	33
2.4. SWAT sensitivity analysis, calibration and validation	35
2.5 SWAT model performance evaluation.....	38
2.6 Evaluation of the Land Use/Cover Change (LUCC) effect on the hydrological response.	39
3. Results.....	40
3.1. Land use/cover change (LUCC).....	40
3.2. Sensitivity analysis	42
3.3. SWAT model calibration and validation.....	44
3.4. Land use and flow relationship in the Andalién river basin.....	46
3.5. LUCC impacts on the hydrological response	48
4. Discussions.....	52
4.1. Hydrological Modeling Response	52
4.2. Hydrological response and LUCC	54

5. Conclusions	59
References	60
CAPÍTULO IV: ESTIMACIÓN DE LOS IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL BALANCE HIDROLÓGICO. CASOS DE ESTUDIO: CUENCAS QUINO Y MUCO.....	
	73
IV.1. Paper- II. Estimation of the Climate Change Impact on the Hydrological Balance in Basins of South Central Chile.....	
	74
Abstract:.....	74
1. Introduction.....	75
2. Materials and Methods.....	78
2.1. Study Areas.....	78
2.2. Hidrological Modelling	80
2.3. Climatic Variability Analysis.....	87
2.4. Climatic Change Analysis.....	88
3. Results.....	90
3.1. Model Calibration and Validation.....	90
3.2. Annual Variation of the Hidrometeorological Components in the Last 35 Years.....	92
3.3. Climate Change Effect on the Hidrological Cycle Components.....	94
4. Discussion	102
5. Conclusions	106
Appendix A	108
References	109
CAPÍTULO V: INFLUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO Y USO/COBERTURA DEL SUELO EN EL BALANCE HIDROLÓGICO. CASOS DE ESTUDIO: CUENCAS QUINO Y MUCO.	
	118

Resumen.....	118
V.1. Introducción.....	120
V.2. Materiales y métodos	123
<i>V. 2.1. Aplicación del modelo SWAT en el área de estudio</i>	<i>123</i>
<i>V.2.2. Escenario del uso/cobertura del suelo futuro: Escenario forestal.</i>	<i>125</i>
<i>V.2.3. Respuesta hidrológica al LUCC y al cambio climático: Efectos individuales y combinados.</i>	<i>126</i>
V. 3. Resultados y discusión.....	128
<i>V.3.1 Escenarios de LUCC: Análisis de periodos históricos.</i>	<i>128</i>
<i>V.3.2. Impactos del LUCC en la respuesta hidrológica: Análisis de periodos históricos.</i>	<i>130</i>
V. 4. Perspectivas futuras de investigación	142
V. 5. Conclusiones.....	143
Referencias.....	145
CONCLUSIONES GENERALES.....	151
REFERENCIAS GENERALES	154

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL ÁREA DE ESTUDIO.	20
FIGURA 2.2 DIAGRAMA DE FLUJO DEL MARCO METODOLÓGICO PROPUESTO.....	21
FIGURE 3.1. ANDALIÉN BASIN GEOGRAPHICAL LOCATION MAP.....	31
FIGURE 3.2. (A) SLOPE MAP, (B) SOIL TYPES AND (C) METEOROLOGICAL AND FLOW STATIONS.	34
FIGURE 3.3 SPATIAL REPRESENTATION AND PERCENTAGE OF LAND USE CHANGE AREA FOR LU_1986, LU_2001 AND LU_2011.....	41
FIGURE 3.4. RELATIONSHIP BETWEEN UNCALIBRATED AND CALIBRATED VALUES AGAINST OBSERVED VALUES (A) AND VALIDATED VALUES AGAINST OBSERVED VALUES (B) FOR A MODEL WITH PROPORTIONAL BIAS ($Y = Z$). CALIBRATION AND VALIDATION OF THE TOTAL MONTHLY FLOW OF LU_1986, LU_2001 AND LU_2011 FOR THE TIME PERIODS OF 1984-1992 (C), 1994-2002 (D) AND 2005-2013 (E).....	45
FIGURE 3.5. SIMULATED MONTHLY FLOW BETWEEN 1984-2013 FOR DIFFERENT LAND USE / COVERAGE SCENARIOS (LU_1986, LU_2001 AND LU_2011).....	47
FIGURE 3.6. SEASONAL AVERAGE: SUMMER (JANUARY, FEBRUARY, MARCH) (A), AUTUMN (APRIL, MAY, JUNE) (B), WINTER (JULY, AUGUST, SEPTEMBER) (C) AND SPRING (OCTOBER, NOVEMBER, DECEMBER) (D) OF THE PARAMETERS OF THE HYDROLOGICAL CYCLE (ET, PERC, SURQ, LAT_Q, GW_Q AND WYLD), FOR THE LU_1986 AND LU_2011 SCENARIOS.	49
FIGURE 3.7. MONTHLY AVERAGES AND RELATIVE CHANGES OF (A) ET, (B) PERC, (C) SURQ, (D) LAT_Q, (E) GW_Q AND (F) WYLD FOR SCENARIO (LU_1986) V/S (LU_2011).....	52
FIGURE 4.1. GEOGRAPHICAL LOCATION MAP OF QUINO AND MUCO BASINS. GAUGIN STATIONS: (I) RIO QUINO EN LONGITUDINAL AND (II) RIO MUCO EN PUENTE MUCO.	79

FIGURE 4.2. DATA USED IN SWAT TO DELIMIT THE SUB-BASINS, MICRO-BASINS AND HYDROLOGICAL RESPONSE UNITS (HRU). A) LAND USE, B) SOIL TYPE, C) SLOPE AND D) LOCATION OF CLIMATIC INFORMATION AND FLUVIOMETRIC STATIONS: (I) RIO QUINO EN LONGITUDINAL AND (II) RIO MUCO EN PUENTE MUCO	84
FIGURE 4.3. CALIBRATION AND VALIDATION OF THE TOTAL MONTHLY FLOW FOR(A) QUINO BASIN AND (B) MUCO BASIN.....	91
FIGURE 4.4. ANNUAL VARIABILITY ANALYSIS FOR METEOROLOGICAL FACTORS AND HYDROLOGICAL COMPONENTS FROM 1976- 2016 IN QUINO (LEFT) AND MUCO (RIGHT) BASINS	93
FIGURE 4.5. CHANGES IN THE YEARLY AVERAGE (A) TEMPERATURE AND (B) PRECIPITATION AT THE SUB-BASIN SCALE, USING REGCM4- MPI-ESM-MR, SCENARIO RCP8.5. UPPER BASIN: QUINO, LOWER BASIN MUCO.....	95
FIGURE 4.6. CHANGES IN THE YEARLY AVERAGE EVAPOTRANSPIRATION (ET) AT THE SUB-BASIN SCALE, USING REGCM4- MPI-ESM-MR, SCENARIO RCP8.5.....	96
FIGURE 4.7. CHANGES IN THE YEARLY AVERAGE PERCOLATION (PERC) AT THE SUB-BASIN SCALE, USING REGCM4- MPI-ESM-MR, SCENARIO RCP8.5.....	97
FIGURE 4.8. CHANGES IN THE YEARLY AVERAGE SURFACE RUNOFF (SURQ) AT THE SUB-BASIN SCALE, USING REGCM4- MPI-ESM-MR, SCENARIO RCP8.5.....	98
FIGURE 4.9. CHANGES IN THE YEARLY AVERAGE GROUNDWATER FLOW (GW_Q) AT THE SUB-BASIN SCALE, USING REGCM4- MPI-ESM-MR, SCENARIO RCP8.5.....	99
FIGURE 4.10. CHANGES IN THE YEARLY AVERAGE DISCHARGE (WYLD) AT THE SUB-BASIN SCALE, USING REGCM4- MPI-ESM-MR, SCENARIO RCP8.5.....	100
FIGURA 5.1. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA DE SIMULACIÓN HIDROLÓGICA.....	124

FIGURA 5.2. REPRESENTACIÓN ESPACIAL DE USOS DE SUELO HISTÓRICOS LU_1986, LU_2001 Y LU_2011.....	129
FIGURA 5.3. PROMEDIO ANUAL DE LOS PARÁMETROS DEL CICLO HIDROLÓGICO DE LA (A) CUENCA QUINO Y (B) CUENCA MUCO: ESCENARIOS DE USO DE SUELO LU_1986 Y LU_2011.....	132
FIGURA 5.4. REPRESENTACIÓN ESPACIAL Y PORCENTAJE DE ÁREA DE CAMBIO DE USO DE SUELO PARA LU_2011Y LU_2051.	135
FIGURE 5.5: EFECTO INDIVIDUAL Y COMBINADO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO Y EL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL RIO QUINO	138
FIGURE 5.6: EFECTO INDIVIDUAL Y COMBINADO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO Y EL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL RIO MUCO	139



ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 2.1: ESCENARIOS MODELADOS POR CAPÍTULO DE RESULTADOS PARA LA DETERMINACIÓN DE EFECTOS DE LUCC Y CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL COMPORTAMIENTO DEL CICLO HIDROLÓGICO.	23
TABLE 3.1. INPUT VARIABLES USED FOR SWAT MODELING.....	35
TABLE 3.2. PARAMETERS USED FOR THE SWAT_CUP MODEL SENSIBILITY ANALYSIS.....	37
TABLE 3.3. PERCENTAGES OF LAND USE AREA FOR THE LU_1986, LU_2001 AND LU_2011 SCENARIOS AND THEIR RELATIVE CHANGES.....	42
TABLE 3.4. SENSITIVE PARAMETERS IN SURFACE FLOW CALCULATIONS, CALIBRATED VALUES.....	43
TABLE 3.5. CORRELATION BETWEEN CALIBRATION AND VALIDATION PERIODS FOR “RIO ANDALIÉN CAMINO A PENCO” STATION.....	45
TABLE 3.6. MONTHLY RELATIVE CHANGE OF ET, PERC, SURQ, LAT_Q, GW_Q AND WYLD, SCENARIO (LU_1986) V/S (LU_2011).	50
TABLE 4.1. SENSITIVE PARAMETERS IN SURFACE FLOW CALCULATIONS, CALIBRATED VALUES.....	87
TABLE 4.2. ANNUAL ABSOLUTE AND RELATIVE CHANGE. CLIMATE MODEL REGCM4-MPI-ESM-MR PROJECTION RCP 8.5.....	101
TABLE 4.A.1. RAW P_VALUES FOR T-STUDENT MEAN COMPARISON TEST: CLIMATIC SCENARIOS PAIRS.....	108
TABLA 5.1. ESCENARIOS MODELADOS.....	127
TABLA 5.2. PORCENTAJES DE ÁREA DE USO DE SUELO PARA LOS ESCENARIOS LU_1986, LU_2001 Y LU_2011 Y SUS CAMBIOS RELATIVOS.....	130
TABLA 5.3. CAMBIO MEDIO ANUAL DE TEMPERATURA Y PRECIPITACIÓN. MODELO CLIMÁTICO REGCM4-MPI-ESM-MR PROYECCIÓN RCP 8.5. .	136
TABLA 5.4: CAMBIO RELATIVO DE LOS PARÁMETROS DEL CICLO HIDROLÓGICO PARA LAS CUENCAS QUINO Y MUCO.....	141

SIGLAS Y ABREVIATURAS

CICES: Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos

CHIRPS: *Climate Hazards Group Infra Red Precipitation with Station*

CMIP5: Quinto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático

CMNUCC: Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

CN: Curva Número

(CR)²: Centro de Ciencia del Clima y Resiliencia

DEM: Modelo Digital de Elevación

ET: Evapotranspiración

GCMs: Modelos Climáticos Globales

GW_Q: Flujo de Agua Subterránea

HRU: Unidad de Respuesta Hidrológica

IPCC: Panel Intergubernamental del Cambio Climático

LU: Uso del Suelo

LUCC: Cambio de uso/cobertura de suelo

NSE: Índice de eficiencia de *Nash-Sutcliffe*

PBIAS: Porcentaje de Sesgo

PERC: Percolación

PET: Evapotranspiración Potencial

RCM: Modelación de Clima Regional



RCP: Trayectorias de Concentración Representativas

RegCM4: *Regional Climate Model System version 4*

SIG: Sistema de Información Geográfica

SURQ: Flujo Superficial

SWAT: *Soil and Water Assessment Tool*

LAT_Q: Flujo Lateral

WYLD: Rendimiento del Agua



PRODUCTIVIDAD CIENTÍFICA ASOCIADA

Rebeca Martínez Retureta

TÍTULOS Y GRADOS

2008-2013: Licenciada en Geografía, Universidad de la Habana, Cuba.

2016-2021: Doctorado en Ciencias Ambientales con mención en Sistemas Acuáticos Continentales, Universidad de Concepción, Chile.

BECAS Y RECONOCIMIENTOS

Beca Doctorado Nacional CONICYT, PCHA/Doctorate National **2016** (Grant N° 21160323).

International SWAT Conference in Brussels Belgium, September 19-21, **2018**. donde se obtuvo el reconocimiento al equipo del año "Team of the Year Award "GMOD Toulouse Team".

PRODUCTIVIDAD

Publicaciones WoS

Martínez-Retureta, R.; Aguayo, M.; Abreu, N.; Stehr, A.; Durán-Llacer, I; Rodríguez-López, L.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.M. Influence of climate change and land use / coverage in the hydrological balance for watersheds in central south of Chile. (*in progress*). *Journal of Hidrology*.

Rodríguez-López, L.; Duran-Llacer, I.; Gonzalez-Rodriguez, L.; Cárdenas, R.; **Martínez-Retureta, R.;** Urrutia, R. Modeling turbidity in five lakes in South Central Chile through Landsat images. *Water Resources Research*, # 2021WR029862 (*Sent*).

Martínez-Retureta, R.; Aguayo, M.; Abreu, N.J; Stehr, A.; Duran-Llacer, I.; Rodríguez-López, L.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.-M. Estimation of the Climate Change Impact on the Hydrological Balance in Basins of South-Central Chile. *Water* 2021, 13, 794. <https://doi.org/10.3390/w13060794>

Martínez-Retureta, R.; Aguayo, M.; Stehr, A.; Sauvage, S.; Echeverría, C.; Sánchez-Pérez, J.M. Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile. *Water (Switzerland)* **2020**, 12, 1–21. <https://doi.org/10.3390/w12010302>

Rodríguez-López, L.; Duran-Llacer, I.; Gonzalez-Rodriguez, L.; Abarca-del-Rio, R.; Cárdenas, R.; Parra, O., **Martínez-Retureta, R.;** Urrutia, R. Spectral analysis using

LANDSAT images to monitor the chlorophyll-a concentration in Lake Laja in Chile. *Ecological Informatics* **2020**, 60, 101183. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101183>

Publicaciones no WoS

Rodríguez-López, L.; Parra, O., Cárdenas, R.; Urrutia, R. Gonzalez, L.; **Martínez, R.** On the applicability of radiative transfer model COART to continental aquatic systems. Editorial Samuel Feijoo (Indexed Scielo) **2017**.

LIBROS Y CAPÍTULOS DE LIBROS

Martínez-Retureta, R., Aguayo, N., Stehr, A., Abreu, N., Rodríguez-López, L. (*in publication*). Diagnosis of the land cover/use effect on nutrient discharge from three Biobio river sub-basins. Proceedings of the 3th International Conference on BioGeoSciences. BG 2019. Springer, Cham.

López L.R., Cárdenas R., Parra O., Urrutia R., González L., **Martínez R.** (2019) On the Subaquatic Light Fields in Lakes of Southern Chile and Their Photosynthetic Potential. In: Cárdenas R., Mochalov V., Parra O., Martin O. (eds) Proceedings of the 2nd International Conference on BioGeoSciences. BG 2017. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-04233-2_9.

PARTICIPACIÓN EN CONGRESOS

Rebeca Martínez, Mauricio Aguayo, Sabine Sauvage, José Miguel Sánchez. **2019**. Estimation of the impact of climate change on the hydrological balance in the basins of south central Chile. Eighth Scientific Meeting of the Observatory Service (SO) HYBAM. Toulouse, France.

Lien Rodriguez, longel Duran, Rodrigo Abarca, Rolando Cardenas, Oscar Parra, **Rebeca Martínez** and Roberto Urrutia. **2019**. Spectral analysis through LANDSAT images for monitoring the chlorophyll-a in a Andean lake in Chile. CERF 25th Biennial Conference. Alabama, EEUU.

Rebeca Martínez, Mauricio Aguayo, Alejandra Stehr, Sabine Sauvage, José Miguel Sánchez. **2019**. Effect of land use change on hydrological response in a coastal basin of central Chile. BG-19: III International Conference on BioGeoSciences. Villa Clara, Cuba.

Mauricio Aguayo, Alejandra Stehr y **Rebeca Martínez**. **2019**. Factores forzantes y patrón espacial de las transformaciones del territorio. BG-19: III International Conference on BioGeoSciences. Villa Clara, Cuba.

Rebeca Martínez, Mauricio Aguayo, Alejandra Patricia Stehr. **2018**. Effect on Water Quantity and Quality Under Land Use Scenarios in South Central Chile. International SWAT Conference in Brussels Belgium. Brussels, Belgium.

Rebeca Martínez, Mauricio Aguayo, Alejandra Patricia Stehr. **2018**. Effect of the Soil Convergence/Use over the nutrient load export in the south center zone and Chile. South America Water from Space Conference. Santiago, Chile

Rodríguez, L.; Parra O, Cardenas R, Urrutia R, Gonzalez L & **Martinez R. 2017**. On the applicability of radiative transfer model COART to continental aquatic systems. II International Biogeographic Event. Varadero, Cuba.

ESTANCIAS DE INVESTIGACIÓN

03/09/2018-30/11/2018. *Institut Ecologie et Environnement*, CNRS, Toulouse, Francia.

01/09/2019-29/11/2019. *Institut Ecologie et Environnement*, CNRS, Toulouse, Francia.



RESUMEN

El cambio de uso del suelo y cambio climático destacan entre los principales factores forzantes del cambio ambiental global, debido a que afectan aspectos claves del sistema terrestre cuyo adecuado funcionamiento sustenta importantes servicios ecosistémicos. A nivel global, más de la mitad del agua generada a través del proceso de escorrentía es usada por el hombre. En el centro-sur de Chile, la principal fuente de abastecimiento hídrico corresponde a cursos de agua superficial cuya recarga depende del régimen de precipitaciones. En las últimas décadas muchas de las cuencas que proveen estos servicios ecosistémicos, han sido sometidas a intensos cambios en el uso del suelo como la tala de bosques nativos y la forestación masiva con especies exóticas de rápido crecimiento. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio de uso/cobertura del suelo, ocurrido en el centro sur de Chile sobre el recurso hídrico, así como su vulnerabilidad ante posibles escenarios de cambios de uso de suelo y cambio climático.

El modelo SWAT fue implementado para predecir el impacto en la respuesta hidrológica de las cuencas de los ríos Andalién, Quino y Muco con disponibilidad de datos hidro-meteorológicos de más de 30 años. Para ello se simularon 16 escenarios combinados de uso/cobertura de suelo y periodos climáticos. El efecto del cambio de uso/cobertura del suelo sobre la respuesta hidrológica en años pasados se analizó utilizando los escenarios LU_1986, LU_2001 y LU_2011. Mediante un análisis de distribución t de Student para muestras relacionadas se pudo determinar la ocurrencia de graves disminuciones en los caudales entre los

escenarios modelados respondiendo a un aumento de las plantaciones forestales y agricultura con una disminución del bosque nativo y matorrales en las tres cuencas de estudio en diferentes magnitudes. Se determinó además que los cambios ocurridos provocaron el aumento significativo de la evapotranspiración anual (+4.2%, +2.4% y +4.2%) con una disminución de la percolación (-15.6%, -11.0% y -12.2%) y el flujo subterráneo (-2.4%, -15.0% y -10.1%), conduciendo a la disminución del rendimiento hídrico (-1.3%, -4.5% y -5.3%) en las cuencas Andalién, Quino y Muco respectivamente.

Los escenarios pasados de cambio de uso/cobertura del suelo de los años 1986, 2001 y 2011 fueron posteriormente considerados para la simulación del escenario futuro de expansión forestal al año 2051. Este proceso se llevó a cabo por medio del modelo de regresión logística siguiendo los patrones de crecimiento de las áreas de plantaciones forestales y considerando la actual legislación sobre la protección del bosque nativo. Para este análisis se seleccionaron las cuencas Quino y Muco por presentar mayores posibilidades de cambio ante un escenario forestal futuro. El cambio porcentual proyectado para las cuencas Quino y Muco entre 2011 y 2051 prevé un aumento considerable de las plantaciones forestales en un 8.1% y 14.1% lo que representa una ocupación del 35.4% y el 22.3% del total de las áreas de las cuencas respectivamente para este año. Por su parte este escenario de aumento en las plantaciones forestales proyecta una sustitución principalmente de los terrenos agrícolas (2.1% y 7.01%), matorrales (3.4% y 4.3%), y praderas (2.9% y 2.9%) para Quino y Muco respectivamente.

Finalmente, para el análisis individual y combinado de los efectos de los cambios de uso/cobertura del suelo (LUCC) y el cambio climático sobre la hidrología de las cuencas, se determinó un escenario histórico con el LU_2011 para un periodo climático de 1976-2005, el cual fue comparado con cinco combinaciones de cambios futuros. Se utilizó el modelo climático local RegCM4-MPI-ESM-MR para determinar los periodos de cambio climático: 2020-2049 (futuro inmediato) y 2050-2079 (futuro intermedio), bajo la proyección del escenario climático futuro RCP 8.5. Mientras que el escenario proyectado de expansión forestal se utilizó como escenario futuro de cambio de uso/cobertura del suelo.

Los resultados muestran que los LUCC futuros y el cambio climático en su efecto individual y combinado conducirían a escenarios de menos rendimiento hídrico. La mayor sensibilidad en estas cuencas estaría asociada a los posibles LUCC, agudizando su impacto al incorporar el efecto del cambio climático. De este modo, el aumento de la evapotranspiración y la disminución del rendimiento hídrico se deben fundamentalmente al aumento de plantaciones forestales proyectado. Esto, unido al aumento de las temperaturas en 1.5°C y la disminución de la precipitación en 127mm y 140mm para las cuencas Quino y Muco respectivamente, afectaría la disponibilidad del recurso hídrico en las cuencas de estudio en caso de cumplirse las condiciones supuestas en la simulación en el futuro, presentando efectos en todos los componentes del ciclo hidrológico y con disminuciones del rendimiento hídrico de la cuenca de hasta -6.18% y 5.53 % respectivamente.

ABSTRACT

Land use and climate change stand out among the main forcing factors of global environmental change, because they affect main aspects of the terrestrial system whose proper functioning supports important ecosystem services. Globally, more than half of the water generated through the runoff process is used by man. In south-central Chile, the main source of water supply corresponds to surface water courses whose recharge depends on the rainfall regime. In recent decades, many of the watersheds providing these ecosystem services have been subjected to intense changes in land use, such as the cutting down of native forests and massive afforestation with fast-growing exotic species. The objective of this work was to evaluate the effect of land use/cover change, which occurred in the south central zone of Chile, over the water resources, as well as its vulnerability to possible land use changes and climate change scenarios.

The SWAT model was implemented to predict the impact on the hydrological response of Andalién, Quino and Muco river basins with availability of hydro-meteorological data for more than 30 years. For such purpose, 16 combined scenarios of land use/cover and climatic periods were simulated. The effect of the land use/cover change (LUCC) on the hydrological response in past years was analyzed using the LU_1986, LU_2001 and LU_2011 scenarios. Through a Student's t distribution analysis for related samples, it was possible to determine the occurrence of significant flows decreases between the modeled scenarios, related to an increase in forest plantations and agriculture with a decrease in native forest and scrub uses in different magnitudes in the study watersheds. It was also

determined that such changes caused a significant increase in annual evapotranspiration (+ 4.2%, + 2.4% and + 4.2%) with a decrease in percolation (-15.6%, -11.0% and -12.2%) and the flow underground (-2.4%, -15.0% and -10.1%), leading to a decrease in water yield (-1.3%, -4.5% and -5.3%) in the Andalién, Quino and Muco basins respectively.

The historical land use scenarios from 1986, 2001 and 2011 were then considered to simulate the future scenario of forest expansion to the year 2051. This process was carried out through a logistic regression model following the growth patterns of forest plantation areas considering also the current legislation on the native forests protection. For this study stage were selected Quino and Muco as they present greater change possibilities to present a forest expansion scenario in the future. The percentage change projected for Quino and Muco basins between 2011 and 2051 predict a considerable increase in forest plantations by 8.1% and 14.1%, which represents a total area use of 35.4% and 22.3% of the basins respectively. Additionally, this scenario of forest plantations increase involve the substitution of agricultural land (2.1% and 7.01%), scrubland (3.4% and 4.3%), and grasslands (2.9% and 2.9%) for Quino and Muco respectively among other.

Finally, in order to analyze the individual and combined analysis of LUCC and climate change, a historical scenario was determined with LU_2011 for a climatic period of 1976-2005 which was compared to five combinations of future changes. The local climate model RegCM4-MPI-ESM-MR was used to determine the climate change periods: 2020-2049 (immediate future) and 2050-2079 (intermediate

future), under the projection of the RCP 8.5 future climate scenario. Meanwhile the projected forest expansion scenario was used as a future scenario of land use/cover change.

The results show that future LUCCs and climate change in their individual and combined effect would lead to scenarios of less water yield. The greater sensitivity in these basins would be associated with the possible LUCCs, besides; the effect could be increased when adding the climate change effect. Thus, the increase in evapotranspiration and the decrease in water yield can be mainly attributed to the projected increase in forest plantations. This, together with the increase in temperatures by 1.5 ° C and the decrease in precipitation by 127mm and 140mm for Quino and Muco basins respectively, would affect the water availability in the study basins if the conditions assumed in the simulation are met in the future, presenting effects over every hydrological cycle component with consequent decreases in the basins' water yield up to -6.18% and -5.53% respectively.

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

Junto al creciente desarrollo económico, el deterioro del medio ambiente se hace cada vez más serio, afectando las funciones naturales de los ecosistemas y limitando sus beneficios a futuro. En este sentido cobran relevancia los servicios ecosistémicos y su importancia para el bienestar humano, estos han ganado un amplio reconocimiento en las últimas décadas al punto de ser incorporados, a la agenda política y científica internacional como una forma de apoyar la protección ambiental y el uso eficiente de recursos escasos (Maes et al., 2016). Como fuera destacado en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA 2005), los ecosistemas dulceacuícolas proveen diferentes servicios, incluyendo los de provisión (alimentos, agua, fibras), regulación (clima, hidrología, purificación), culturales (espirituales, recreativos) y de soporte (transporte de sedimentos, ciclos de nutrientes). Dichos servicios ecosistémicos dependen de complejos vínculos entre el agua, suelo, uso del suelo y clima (UNEP 2012). Los cambios en el uso del suelo y el clima son considerados dentro de los cambios ambientales globales más importantes y difíciles que la civilización enfrenta. Estos destacan entre las actividades antrópicas que han inducido severas afectaciones en los componentes del ciclo hidrológico, provocando una creciente escasez de los recursos (Aduña y Abegaz., 2016). Dicha situación pone de manifiesto la urgente necesidad de establecer estrategias de manejo sustentable de los recursos hídricos. Sin embargo, una gestión integrada a escala de cuenca, bajo condiciones de demanda creciente y disponibilidad cambiante, puede ser exitosa solo si los tomadores de

decisiones cuentan con un soporte científico y técnico adecuado. En este sentido, la tarea de los científicos es proporcionar el conocimiento y las herramientas para una adecuada administración de los recursos hídricos (Yang et al., 2005). Existe, por consiguiente, la imperiosa necesidad de evaluar los efectos de la acción antrópica sobre los componentes del ciclo hidrológico, para asegurar un suministro de agua sostenida en el tiempo, que satisfaga múltiple usos y sea compatible con las funciones de los ecosistemas acuáticos.

I.1. Cambio de uso/cobertura del suelo un cambio ambiental global

El cambio de cobertura (atributos biofísicos) y uso del suelo (utilización de sus atributos) son causa y consecuencia del cambio ambiental global (Song et al. 2018). A pesar de que tradicionalmente los LUCC son considerados como una práctica humana a escala local, estos inducen alteraciones a procesos globales tales como el balance energético de la superficie terrestre, el ciclo del carbono, el ciclo del agua y la diversidad de especies (Foley et al. 2005, Song et al. 2018). En efecto, cada vez hay mayores evidencias científicas que demuestran sus efectos a escala global (Foley et al., 2005, Song et al. 2018). La necesidad de proporcionar alimento, fibra, agua y abrigo a más de siete mil millones de personas ha propiciado la ocurrencia de profundas transformaciones en la superficie terrestre. En las últimas décadas las fronteras agrícola y ganadera, las plantaciones forestales y las áreas urbanas han sufrido una considerable expansión, acompañadas de un fuerte aumento en el consumo de energía, agua y agroquímicos, junto con pérdidas considerables de biodiversidad (Foley et al., 2005). La magnitud, el alcance y la velocidad de las alteraciones antropogénicas

sobre la superficie de la tierra no tienen precedentes en la historia de la humanidad (Lambin et al., 1999 y NRC 2001). Alrededor de la mitad de la superficie de la tierra ha sido directamente transformada por la acción humana (Vitousek et al., 1997). La mayoría de los impactos se han producido por la pérdida y/o transformación de ecosistemas boscosos y praderas naturales en terrenos habilitados para el desarrollo agrícola, ganadero, forestal y urbano/industrial (Sala et al., 2000). Tales cambios en el uso del suelo han permitido a los seres humanos apropiarse de una parte importante de los recursos del planeta (Vitousek et al., 1997) afectando la capacidad de los ecosistemas para sostener la producción de alimento y para influir en aspectos ambientales relevantes como la calidad y cantidad de agua, regulación del clima y calidad del aire (Foley et al., 2005).

Debido a que el impacto de la acción del hombre en el planeta es cada vez más evidente y todos los años los gobiernos invierten millones de dólares en investigación para entender las consecuencias de estos profundos cambios ambientales a nivel global, el Consejo Nacional de Investigación (NRC) de los Estados Unidos, a solicitud de la Fundación Nacional de la Ciencia (NSF), identificó ocho grandes desafíos relacionados con la investigación en ciencias ambientales que deberán ser abordados con la más alta prioridad en las próximas décadas (NRC 2001). De esta manera, y con el claro propósito de mejorar la condiciones de vida en el planeta, la comunidad científica es exhortada a concentrar la investigación en: 1) los efectos provocados por la alteración de los ciclos biogeoquímicos; 2) el funcionamiento de los ecosistemas y la pérdida de

biodiversidad; 3) la variabilidad climática; 4) la predicción de cambios en la cantidad, calidad y distribución de los recursos hídricos; 5) la relación entre los cambios ambientales y transmisión de enfermedades infecciosas; 6) los reales alcances de la nueva institucionalidad y política ambiental sobre el uso y conservación de los recursos naturales; 7) la dinámica del uso de la tierra y sus consecuencias ambientales; y 8) la reutilización de materiales (NRC 2001). Estos antecedentes dan cuenta de la relevancia que adquieren los estudios sobre el cambio de uso del suelo, cambio climático y recursos hídricos a escala local, regional y global.

I.2. Servicios ecosistémicos y cambio de uso/cobertura del suelo

Los servicios ecosistémicos son definidos como la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar humano (MA 2005). La utilidad de este concepto radica en que nos permite entender la relación entre los sistemas ecológicos y sociales, y abordar dicha relación desde un punto de vista práctico, tomando en cuenta los beneficios que se obtienen de los ecosistemas e implementar medidas para mantener o mejorar dichos servicios ante escenarios de cambio (Haines-Young et al., 2013). En la actualidad no existe una clasificación que sea definitiva y universalmente aceptada pese a que el sistema propuesto mediante el Informe de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio es uno de los más difundidos a nivel mundial (MA 2005). Este sistema de clasificación propone cuatro grupos de servicios ecosistémicos: 1) servicios de aprovisionamiento (alimentos, agua, fibras, recursos genéticos), 2) servicios de regulación (regulación del clima, regulación de enfermedades, regulación hídrica), 3) servicios culturales

(espiritual, recreativo, estético, educativo) y 4) servicios de soporte (formación de suelos, reciclaje de nutrientes, ciclo hidrológico) (MA 2005). Posteriormente, en 2009 se propone la Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos (CICES) (Haines-Young et al., 2013). Para CICES los servicios ecosistémicos son el resultado de la interacción de los procesos bióticos y abióticos, y se refieren específicamente a los productos o bienes directamente consumidos o utilizados por las personas: 1) servicios de aprovisionamiento, 2) servicios de regulación y 3) servicios culturales. Los servicios de soporte son tratados como parte subyacente de la estructura, procesos y funciones de los ecosistemas. El objetivo de esto es evitar la sobrestimación del valor de los beneficios asociados a cierto ecosistema ya que podría ocurrir un doble conteo de beneficios si un servicio es insumo de otro (SEEA 2013 y MMA 2014).

A escala de paisaje, los servicios ecosistémicos son el resultado del funcionamiento de cada ecosistema y de su interacción con otros. El cambio de uso del suelo es la manifestación más directa de las actividades humanas sobre los ecosistemas terrestres (Mooney et al., 2013). Se reconoce como uno de los principales factores de transformación del paisaje afectando, directamente e indirectamente, las funciones ecosistémicas y, en consecuencia, la provisión de servicios (Wu 2013). En efecto, los cambios en la cobertura del suelo, impactan directamente sobre la biodiversidad (Sala et al., 2000); contribuyen al cambio climático local, regional y global (Brovkin et al., 2004); son la primera causa de degradación del suelo (Lambin et al., 2001 y Foley et al., 2005); y afectan

fuertemente la capacidad de los ecosistemas para soportar y satisfacer las necesidades humanas (Vitousek et al., 1997 y Foley et al., 2005).

I.3. Cambio de uso/cobertura del suelo, cambio climático y provisión/regulación hídrica

El flujo de agua y su regulación son componentes clave en el bienestar humano. La regulación está determinada por la influencia que los sistemas naturales tienen sobre el control de los flujos hidrológicos (De Groot et al., 2002, Li et al., 2010 y Haines-Young y Potschin 2012). En este sentido, la regulación hídrica corresponde a la proporción de las precipitaciones que puede ser almacenada en una cuenca hidrográfica y que, posteriormente, contribuyen al flujo de agua superficial en forma constante y mesurada a lo largo del tiempo (De Groot et al., 2002, Fisher et al., 2009 y Haines-Young y Potschin., 2012). Es evidente entonces la existencia de un estrecho vínculo entre la provisión y regulación de agua. La provisión dependerá de los mecanismos de almacenaje de una cuenca que, a su vez, están determinados por factores hidrológicos claves como la cobertura de suelo, características edafológicas y relieve. De esta manera, una adecuada capacidad de regulación hídrica permite la generación de un servicio espacial y temporalmente bien distribuido al interior de una cuenca (Chen et al., 2011). Así ejemplo, en un contexto de baja capacidad de regulación, el flujo de agua proveniente de las precipitaciones escurre rápidamente hacia cuerpos de agua, aumentando la provisión en un periodo temporal breve, reduciendo su disponibilidad en la época de estiaje. Es aquí donde el vínculo entre la provisión y

la regulación adquiere mayor relevancia. Los mecanismos de almacenaje de una cuenca generan flujos en períodos donde las precipitaciones disminuyen.

Las coberturas del suelo están íntimamente relacionadas con la cuantía y distribución de los recursos hídricos debido a que determinan el flujo de agua entre el suelo y la atmósfera a través de los procesos de intercepción, evapotranspiración, escorrentía superficial y flujos subsuperficiales (Calder 1992, Putuhena y Cordery., 2000 y Huber e Iroumé., 2001). Cambios en la cobertura vegetal, a través de diversas prácticas de uso del suelo, pueden alterar significativamente el balance de agua superficial y la partición de las precipitaciones dentro de los procesos de evaporación, escorrentía, y flujo de agua subterránea afectando con ello la cantidad, calidad y distribución espacio-temporal del agua en el sistema fluvial (Sahin y Hall 1996 y Foley et al., 2005). De este modo, el cambio de uso del suelo es un aspecto clave en el manejo de recursos hídricos debido a que cualquier modificación de la estructura territorial de una cuenca altera, considerablemente, el proceso de escorrentía superficial y los regímenes de caudal (Bronstert et al., 2002).

Por otra parte, el cambio climático y las alteraciones antrópicas sobre el ciclo hidrológico adquieren cada vez mayor fuerza en la comunidad científica. Muchos impactos predecibles del cambio climático se manifestarán a través de cambios en el ciclo hidrológico (UNEP 2012, 2016). Existen evidencias sólidas de que el cambio climático está alterando los ciclos hidrológicos a nivel regional y mundial (Kundzewicz et al., 2007; IPCC 2014; Barrientos et al., 2020), y se ha predicho

que los impactos serán evidentes: patrones de precipitación cambiantes, aumento en la intensidad de los eventos meteorológicos extremos, retroceso de los glaciares con la consecuente alteración en los regímenes de descargas fluviales, y sequías más intensas en regiones semiáridas (IPCC 2014). En efecto, el aumento de las temperaturas, incrementa la evaporación del suelo y la transpiración de las plantas, contribuyendo a la emisión de vapor de agua hacia la atmósfera. Este incremento del vapor de agua hará cambiar la frecuencia y distribución de las precipitaciones afectando, al mismo tiempo, el régimen de escorrentía superficial y recarga de aguas subterráneas (Arnell et al., 1996 y Lahmer et al., 2001). Tales alteraciones inducidas por la acción del hombre han aumentado la vulnerabilidad de los sistemas hídricos frente al cambio climático, entendida como la sensibilidad o susceptibilidad al daño o la falta de capacidad de adaptarse (IPCC 2014).

I.4. Modelación hidrológica: vinculando el cambio de uso/cobertura del suelo y el cambio climático.

La gestión eficiente de los recursos hídricos se encuentra fuertemente vinculada a un adecuado entendimiento de los procesos de precipitación-escorrentía y sus efectos de mediano y largo plazo en el balance hídrico (Fohrer et al., 2001). A pesar de los avances científicos en esta materia, todavía existe una comprensión limitada de cómo las alteraciones del uso de la tierra y el clima impactan sobre los flujos hídricos (You et al., 2017). Estudios recientes demuestran el potencial de los enfoques de modelación integrada para evaluar los efectos del cambio de uso del suelo y cambio climático sobre la provisión y regulación de los recursos hídricos (López-Moreno et al., 2014). La modelación es

una poderosa herramienta, de bajo costo, orientada a evaluar el efecto de las actividades humanas sobre los procesos hidrológicos de una cuenca. Lo anterior es de gran importancia sobre todo en países en vías de desarrollo donde los recursos disponibles son escasos (Yang et al., 2005). La demanda de modelos hidrológicos para facilitar la toma de decisiones se ha incrementado sobre todo cuando es necesario predecir las condiciones hidrológicas futuras resultantes de cambios de uso de suelo y clima (Refsgaard 2007).

En la literatura científica consultada se reportan diversos modelos hidrológicos los cuales, de acuerdo a su representación espacial, se pueden clasificar en modelos agregados y modelos hidrológicos semi-distribuidos o distribuidos (Chong-yu Xu, 2002). Los modelos hidrológicos agregados, tales como el Modelo Hydrologiska Byrans Vattenbalansavdelning (HBV) (Bergström, 1992), modelo Xinanjiang (Liu et al 2018) y el modelo de equilibrio hídrico de Australia (AWBM) (Boughton et al 2007)) entre otros, asumen la homogeneidad de la cuenca hidrológica, tanto en sus procesos superficiales, sub superficiales y subterráneos; suposición que es válida sólo para cuencas muy pequeñas (Chong-yu Xu, 2002). Estos modelos utilizan además la precipitación y evapotranspiración promedio de la cuenca como datos de entrada, para simular el proceso de flujo de la corriente (Chong-yu Xu, 2002). Por otro lado, los modelos hidrológicos semi-distribuidos y distribuidos, como la herramienta de evaluación del suelo y el agua ((SWAT), Neitsch et al 2005), el modelo de vegetación hidrológica distribuida del suelo (DHSVM, (Zhao et al 2009)) y el modelo de capacidad de infiltración variable (VIC, (Bao et al 2012)) entre otros, consideran atributos variables para diferentes

regiones del área de estudio. Estos modelos procesan datos topográficos, datos meteorológicos en diferentes localizaciones, datos del suelo y datos de vegetación. Esta diversidad de insumos, así como las estructuras complejas de los modelos hidrológicos, generan una mayor representatividad de las posibles variaciones de las características del suelo, efectos de pendiente, entre otros (Chong-yu Xu, 2002), conduciendo a modelaciones más realistas, fundamentalmente para cuencas de mayor escala.

En relación a los cambios de uso del suelo, la manera más racional de evaluar sus impactos sobre la producción hídrica de una cuenca debería ser la implementación de modelos hidrológicos espacial y temporalmente distribuidos (Eckhardt et al., 2003 y Hundedcha y Bárdossy 2004). El uso de modelos hidrológicos semidistribuidos permite describir la variabilidad temporal y espacial de los componentes del balance hídrico. Esto significa que los mecanismos de generación de escorrentía pueden ser distinguidos en el modelo y que la influencia de las condiciones superficiales del suelo sobre estos mecanismos son reflejados en la estructura del modelo y en sus parámetros (Bronstert et al., 2002). Entre estos, el modelo SWAT ha demostrado ser una herramienta poderosa para evaluar los impactos del cambio climático y el cambio de uso/cobertura del suelo sobre los recursos hídricos regionales, tal como ha sido reportado en investigaciones en múltiples cuencas hidrográficas de todo el mundo (Zhu et al 2016., Tou et al 2016., Ruan et al 2017., Tang et al 2019., Petpongpan et al 2021).

Respecto al cambio climático, la construcción de escenarios regionalizados es una herramienta apropiada para obtener una representación cuantitativa de los

cambios climáticos futuros y los efectos que éstos producirán en la hidrología. Un escenario de cambio climático es una descripción espacial y temporal, físicamente consistente, de rangos plausibles de las condiciones climáticas futuras basada en la comprensión científica del sistema climático actual (IPCC 2014). Una herramienta confiable para investigar la posible respuesta del clima a futuras variaciones en la composición de la atmósfera son los llamados Modelos Climáticos Globales, por sus siglas en inglés GCM (IPCC 2014). Estos son modelos que incorporan la descripción matemática de los procesos físicos y de las interacciones fundamentales entre los componentes más importantes del sistema climático atmósfera-hidrosfera-litósfera-biósfera. Con los GCM se obtienen escenarios climáticos de gran escala (continental). Mediante el método del factor de cambio los escenarios de gran escala se aplican a la línea base climática observada de alta resolución, generándose escenarios climáticos regionales los cuales sirven de entrada a los modelos hidrológicos a escala de cuenca hidrográfica (Diaz-Nieto y Wilby 2005).

I.5. Efectos individuales y combinados del cambio del uso/cobertura del suelo y el cambio climático: La sinergia del daño a los ecosistemas.

Nuestro mundo funciona en una mezcla de sistemas complejos que interactúan en una variedad de escalas espaciales y temporales en las que tanto los factores naturales como los humanos están completamente entrelazados (Dibaba et al 2020). La fuerte relación entre el uso del suelo, el agua y el clima de estos sistemas ha contribuido a una preocupación constante por las características y procesos básicos del planeta (Dibaba et al 2020). Los LUCC

constituyen uno de los principales factores ambientales que provocan alteraciones hidrológicas influyendo sobre los ecosistemas fluviales (Pavanelli et al 2019). Este altera el equilibrio del proceso escorrentía-*evapotranspiración*, causando un aumento o disminución en la magnitud y la frecuencia del caudal base de los ríos (Allan et al 2004., Pavanelli et al 2019). Por otro lado, se ha evidenciado que el cambio climático afecta el ciclo hidrológico al cambiar el proceso de lluvia-*escorrentía* sobre las cuencas hidrográficas, perturbando sus características hidrológicas (Tu, 2009). Mientras tanto, los rápidos LUCC, junto con el cambio climático, podrían conducir a un aumento de los impactos hidrológicos de las cuencas hidrográficas al alterar la magnitud del proceso hidrológico de los ecosistemas fluviales (Dile et al 2013., Takala et al 2016., Shawul et al 2019). Sin embargo, la exploración y comprensión de cómo el LUCC y los cambios climáticos interactúan de manera conjunta sobre la hidrología de la cuenca varían dependiendo de sus características físico-geográficas. Por lo tanto, se requieren investigaciones que permitan comprender las interacciones entre los LUCC y el cambio climático, así como sus efectos, para facilitar una gestión el recurso hídrico y el medio ambiente fundamentada en bases científicas de cara a los cambios futuros. De este modo, los conocimientos nuevos y actualizados sobre las condiciones del agua y la tierra, así como las opciones de gestión, pueden facilitar enfoques más proactivos para mantener los recursos hídricos y la salud de la tierra mediante la reversión del riesgo de degradación.

I.6. Planteamiento del problema.

La principal fuente de abastecimiento hídrico del centro-sur de Chile corresponde a cursos de agua superficial cuya recarga depende del régimen de precipitaciones. Muchas de las cuencas que dan origen a estos cuerpos de agua han sido sometidas a intensos cambios en el uso del suelo incluyendo la pérdida de bosque nativo, el desarrollo de actividades agropecuarias y, en las últimas décadas, la forestación masiva con especies exóticas de rápido crecimiento, fuertemente subsidiada por el estado a partir de la entrada en vigencia del Decreto Ley N° 701 en 1974 (Echeverría et al., 2006, Aguayo et al., 2009, Echeverría et al., 2012, Lara et al., 2012, Altamirano et al., 2013 y Heilmayr et al., 2016). Las plantaciones forestales en Chile no solo han causado el reemplazo terrenos agropecuarios sino también la sustitución y pérdida bosques nativos. Investigaciones como las de Echeverría et al. (2006), Nahuelhal et al. (2012), Zamorano-Elgueta et al. (2015), Miranda et al. (2015, 2016), Aguayo (2016) han reportado esta situación. A pesar de que las tasas más altas de deforestación ocurrieron en el siglo pasado (Lara et al., 2012), el proceso de degradación y pérdida del bosque nativo sigue siendo una tendencia constante (Aguayo et al. 2009, Altamirano y Lara 2010, Miranda et al., 2015, Nahuelhual et al., 2012, Schulz et al., 2010 y Zamorano-Elgueta et al., 2015).

Este acelerado proceso de forestación ha hecho surgir con fuerza la percepción de que las plantaciones forestales disminuyen notablemente la producción hídrica de cuencas con régimen pluvial. La reducción de la disponibilidad de agua asociada a la forestación a gran escala ha estado

generando una creciente preocupación en la población (Iroumé y Palacios 2013, Lara et al., 2009 y Little et al., 2009, Barrientos et al 2020). Los problemas de abastecimiento de agua son cada vez más frecuentes en cuencas que proveen de este recurso a comunidades rurales, sobre todo en los meses de verano (Iroumé et al., 2005 e Iroumé, Palacios 2013 y Barrientos et al 2020). Los actuales problemas de disponibilidad de agua se agudizarán en la medida que la demanda creciente por recursos hídricos se enfrente a futuros escenarios de aumento de temperaturas y disminución de precipitaciones (CONAMA-DGF 2006, Fuenzalida et al., 2007, Falvey y Garreaud 2009, Barrientos et al 2020). En efecto, las proyecciones climáticas para el centro-sur de Chile en las próximas décadas (2011-2030) estiman que las temperaturas aumentarán entre 0,5 y 1,5° C y las precipitaciones disminuirán entre 5 y 20% (Rojas 2012ab y (CR)², 2018).

En este contexto, los modelos hidrológicos tienen la capacidad de predecir los efectos sinérgicos y/o acumulativos del cambio climático y cambio de uso del suelo convirtiéndose en una herramienta apropiada para la toma de decisiones anticipadas y la implementación de medidas preventivas ante escenarios de escases hídrica (Bronstert et al., 2002). En el ámbito de la gestión de cuencas, estos modelos permiten evaluar diversas prácticas de manejo considerando distintos escenarios de uso del suelo y condiciones climáticas. De la misma manera, estas herramientas de análisis tienen la capacidad de simular los efectos de la implementación de medidas de adaptación orientadas a la protección de los recursos hídricos tales como planes ordenamiento territorial, programas de restauración ecológica y acciones de conservación.

En esta dirección, el foco central de esta investigación es comprender el efecto conjunto del cambio de uso del suelo y cambio climático sobre la provisión y regulación hídrica en cuencas de meso-escala del centro-sur de Chile. Determinar estos cambios y evaluar sus efectos es particularmente relevante para la gestión sustentable del recurso hídrico en el largo plazo. Los resultados de este proyecto permitirán mejorar la comprensión de las interacciones complejas entre clima, suelo, uso/cobertura del suelo y provisión/regulación hídrica; asimismo servirán para apoyar la toma de decisiones, desde una perspectiva científico-técnica, en el manejo integrado de cuencas hidrográficas para el país.

1.6.1. Hipótesis

H1: El cambio del uso/cobertura del suelo ocurrido durante las últimas tres décadas ha provocado una pérdida del recurso hídrico en cuencas del centro-sur de Chile.

H2: Futuros escenarios de uso/cobertura del suelo y cambio climático previstos para cuencas del centro-sur de Chile incrementarán la pérdida del recurso hídrico.

Predicciones:

- i) Aumento de la evapotranspiración y disminución de los caudales debido a la expansión forestal.
- ii) Menor retención y almacenaje de agua, bajo futuros escenarios de uso/cobertura del suelo y cambio climático.

1.6.2 Objetivo General

Evaluar el efecto del cambio de uso/cobertura del suelo sobre el recurso hídrico en las últimas tres décadas en cuencas del centro sur de Chile. Asimismo evaluar la vulnerabilidad hídrica ante posibles escenarios de cambios de uso/cobertura del suelo y cambio climático.

1.6.3. Objetivos Específicos

OE1: Analizar los cambios de uso/cobertura del suelo y variación climática ocurrido durante las últimas tres décadas en cuencas del centro-sur de Chile.

OE2: Caracterizar y cuantificar los procesos que controlan la respuesta hidrológica en cuencas del centro-sur de Chile mediante modelación espacial y temporalmente distribuidos.

OE3: Determinar la sensibilidad de los recursos hídricos bajo escenarios individuales y combinados de uso/cobertura del suelo y cambio climático.

1.6.4. Estrategia de investigación.

La presente investigación fue desarrollada en tres etapas que permitieron lograr los objetivos planteados así como demostrar el cumplimiento de las hipótesis de trabajo. De esta forma, los principales resultados obtenidos son presentados en tres capítulos que analizan, en una primera instancia, el efecto del cambio del uso del suelo sobre el recurso hídrico, en la cuenca del río Andalien de la VIII región de Chile, dando alcance a los objetivos específicos I y II. En una segunda etapa, se abordó el efecto de la variabilidad climática sobre la respuesta hidrológica de dos cuencas de la región de la Araucanía, completando los dos

primeros objetivos planteados. En este capítulo se estudia además el posible efecto del cambio climático y las predicciones a futuro del comportamiento hidrológico de las cuencas Quino y Muco, introduciendo el tercer objetivo de la tesis. Finalmente, en la última etapa de la investigación se exponen los efectos individuales y combinados del cambio de uso del suelo y el cambio climático, en las cuencas estudiadas para dar cumplimiento al tercer objetivo de la investigación. Vale destacar que la hipótesis de trabajo planteada fue demostrada mediante el análisis integral de las tres etapas, evidenciándose además la validez de las predicciones iniciales.



CAPITULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

En el presente capítulo se presenta un resumen de los materiales y métodos generales utilizados en el desarrollo de la investigación doctoral. Para ello, se realiza una caracterización físico-geográfica de las cuencas hidrográficas en estudio. Posteriormente se realiza una descripción del diagrama de flujo de los principales aspectos metodológicos relacionados con los métodos de modelación hidrológica utilizados tales como los datos de entrada al modelo, análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo que garanticen su correcto desempeño. Adicionalmente, se expone una tabla resumen de los escenarios modelados por cada capítulo de resultados.

II.1. Área de estudio

El estudio se desarrolla en las regiones del Biobío y la Araucanía, en la zona Centro-Sur de Chile ($36^{\circ}00'$ y $39^{\circ}30'$ LS) (Figura 2.1). Esta zona se caracteriza por ser un área de transición entre condiciones de dominio mediterráneo y templado húmedo. El efecto transicional del clima facilita el desarrollo de especies esclerófilas en su parte septentrional que dan paso a formaciones típicas del bosque templado del sur. Estas condiciones ambientales tienen directa relación con el aprovechamiento productivo del territorio que actualmente se encuentra dominado por una amplia superficie de plantaciones forestales basadas en especies exóticas de rápido crecimiento. El área es disectada por las cuencas de los ríos Itata, Biobío e Imperial las que soportan un desarrollo industrial fuertemente ligado a la explotación forestal, producción agropecuaria y generación de energía. Además, se localiza en el límite de dos ecorregiones con prioridad

para conservación a nivel mundial, el matorral mediterráneo y el bosque lluvioso templado (Olson y Dinerstein 2002), y forma parte del hotspot de biodiversidad denominado bosque lluvioso valdiviano de Chile (Myers, 2003). Dentro de esta área fueron seleccionadas tres cuencas hidrográficas (Andalién, Quino y Muco), en función de la disponibilidad de estaciones meteorológicas y fluviométricas que cuentan con información de más de 30 años (Figura 2.1).

La cuenca Andalién se ubica en la Región del Biobío, VIII Región de Chile, en la cordillera costera, entre los 36 ° 82 'de latitud sur y los 72 ° 80' de longitud oeste. La cuenca hidrográfica, con 742 km² de área, forma parte de la cuenca costera ubicada entre los ríos Itata y BioBio. El área está compuesta por rocas metamórficas, parcialmente superpuestas por sedimentos marinos terciarios, con pendientes moderadas (SERNAGEOMIN. 1982) y elevaciones que van de 27 a 613 msnm, la zona presentan precipitaciones que oscilan en torno a los 1.250 mm anuales, con un verano sureño seco (diciembre, enero, febrero) de 64 mm y un invierno austral lluvioso (junio, julio, agosto) de 664 mm aproximadamente (Figura 2.1).

Por su parte las cuencas Quino y Muco se ubican en la Región de la Araucanía, IX Región de Chile, en la precordillera de los Andes, entre los 38°10'00" S y 38°40'00" S. Estos sistemas hidrográficos precordilleranos (cuencas de Quino y Muco) poseen un área de 299 y 651 km² y elevaciones que varían de 305 a 1724 msnm. y de 189 a 1469 msnm, respectivamente. Las mismas

presentan precipitaciones medias anuales que varían entre 1253 mm y 2693 mm y temperaturas medias anuales entre 10°C y 12°C (Figura 2.1).

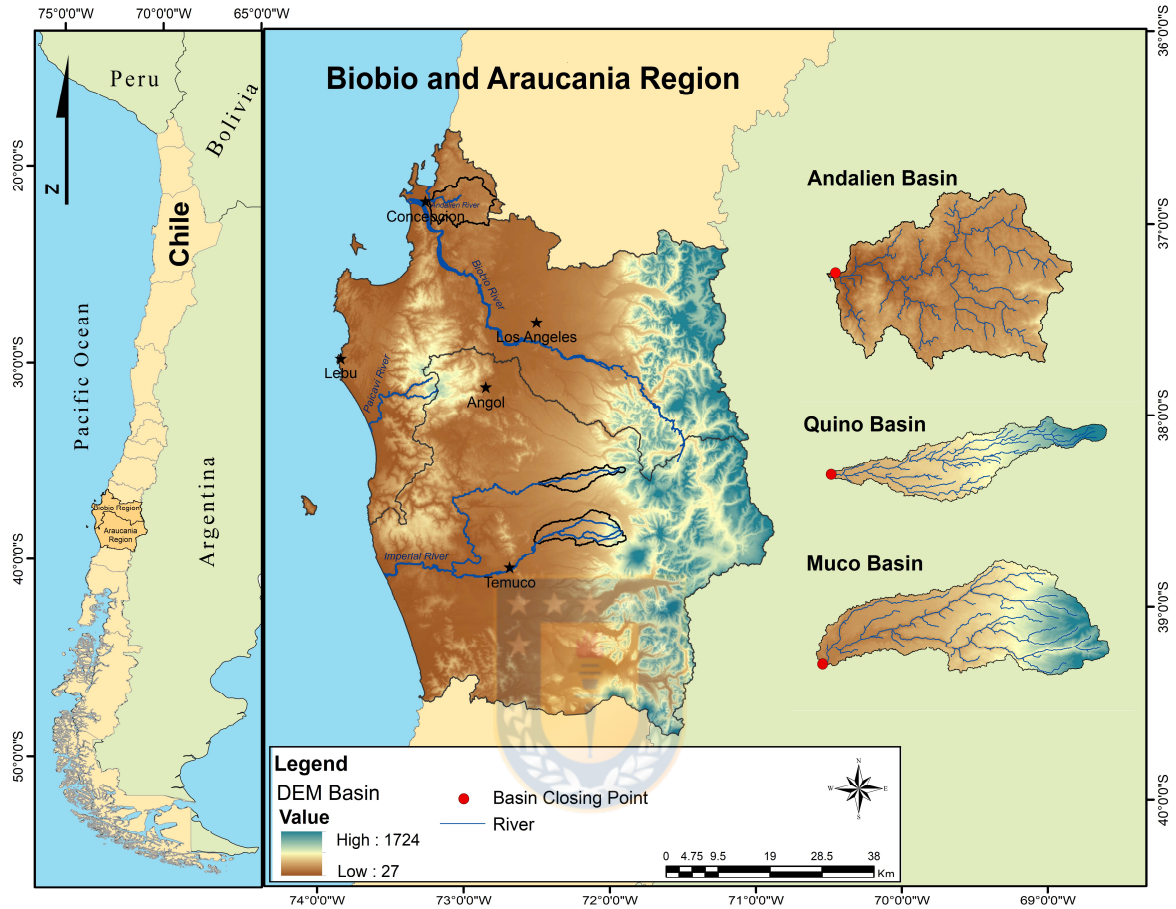


Figura 2.1. Localización geográfica del área de estudio.

II.2. Marco metodológico

El marco metodológico presentado en la Figura 2.2 muestra la secuencia de procedimientos ejecutados durante las diferentes etapas del proyecto, los cuales son explicados a continuación.

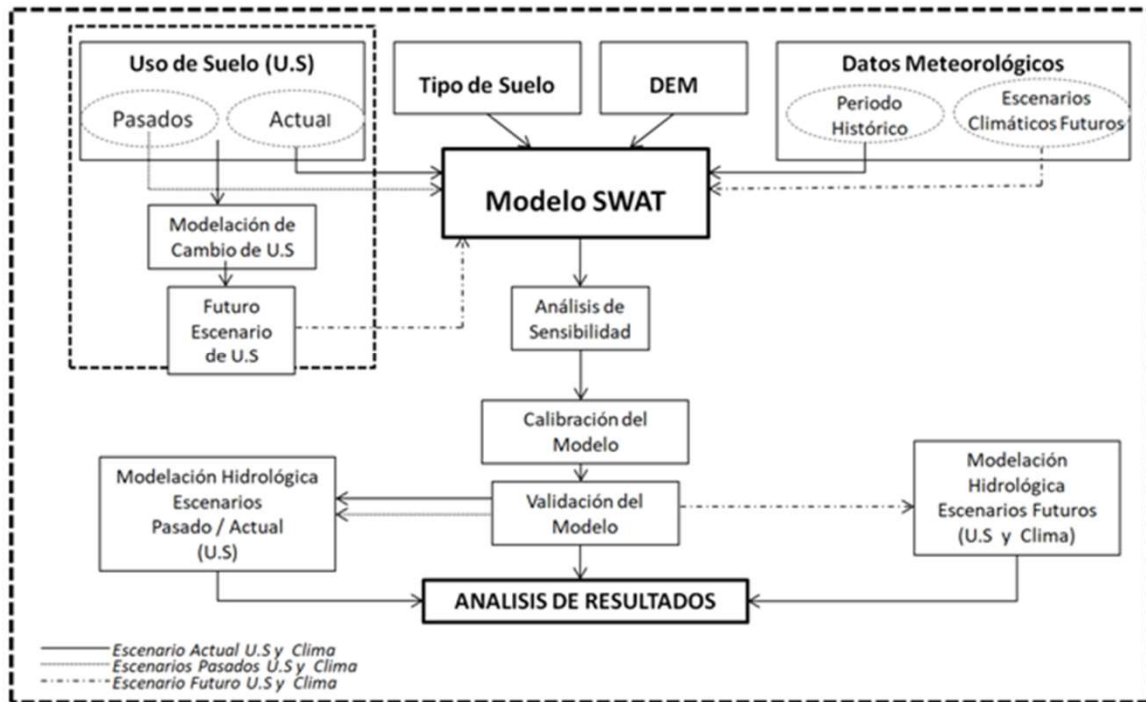


Figura 2.2 Diagrama de flujo del marco metodológico propuesto.

El modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*, versión SWAT 2012), y su interfaz gráfica ArcSWAT, fue seleccionado para evaluar los efectos del cambio de uso/cobertura del suelo y cambio climático sobre las cuencas de estudio. El procedimiento de la construcción del modelo fue el mismo para sus tres capítulos de resultados. En un primer paso el modelo requirió como datos de entrada: un Modelo Digital de Elevación (DEM), bases de datos de tipo y uso/cobertura del suelo y base de datos climatológicas a nivel diario (precipitación, temperaturas máximas, temperaturas mínimas). Posteriormente se prosigió al análisis de sensibilidad, calibración y validación del modelo hidrológico por medio del programa SWAT Calibration and Uncertainty Procedures (SWAT-CUP) desarrollado por Abbaspour et al. (2007). La variable observada utilizada fue el caudal diario registrado en la estación de control por cada cuenca. Para tales

efectos, se empleo un periodo de al menos 30 años de registro, con tres años de ajuste o “calentamiento” del modelo. Los análisis de sensibilidad se llevaron a cabo a través del algoritmo Sufi-2, el cual permite obtener la sensibilidad relativa de cada parámetro del modelo. A su vez, el modelo se validado comparando los caudales mensuales simulados versus los medidos en las estaciones fluviométrica por cada cuenca de estudio usando series de tiempo distintas a las utilizadas en la calibración. El grado de ajuste entre los caudales simulados y observados se evaluó a través de los índices: 1) eficiencia de Nash-Sutcliffe (EF), 2) valor absoluto del porcentaje de desviación (PBIAS), y 3) coeficiente de determinación (R2) según los rangos de calificación definidos por Moriasi et al 2007.

Una vez calibrado y validado el modelo SWAT para las diferentes cuencas de estudio, se realizó la modelación hidrológica para el análisis de los componentes del ciclo hidrológico dependiendo del objetivo de cada capítulo de resultados. Los métodos de análisis, detalles específicos de las áreas de estudio, las bases de datos utilizadas para proporcionar los insumos necesarios del modelo hidrológico en las etapas de calibración y validación, así como los criterios para su empleo, entre otros aspectos, serán especificados en las secciones de materiales y métodos referentes a cada capítulo.

II.2.1. Escenarios modelados

Para la determinación de los efectos de cambio de uso del suelo y cambio climático sobre los componentes hidrológicos de las cuencas de estudio, se modelaron 16 diferentes escenarios. De este modo, de acuerdo a las etapas de la investigación se pudo analizar la influencia individual del cambio de uso del suelo

(Capítulo III y V), efecto del cambio climático (Capítulo IV) y los efectos combinados de ambos fenómenos (Capítulo V). La tabla 2.1 resume las características de los escenarios modelados.

Tabla 2.1: Escenarios modelados por capítulo de resultados para la determinación de efectos de LUCC y cambio climático sobre el comportamiento del ciclo hidrológico.

Cuencas	Uso/cobertura del suelo	Período climático	Capítulo
Andalién	1986	1984-2013	III
Andalién	2011	1984-2013	III
Quino y Muco	1986	1982-2016	IV y V
Quino y Muco	2011	1982-2016	IV y V
Quino y Muco	2011	2020-2049	IV y V
Quino y Muco	2011	2050-2079	IV y V
Quino y Muco	2051	1982-2016	V
Quino y Muco	2051	2020-2049	V
Quino y Muco	2051	2050-2079	V

CAPÍTULO III. EFECTO DEL USO/COBERTURA DEL SUELO SOBRE LA RESPUESTA HIDROLÓGICA. CASO DE ESTUDIO: CUENCA DEL RIO ANDALIÉN.

En el presente capítulo se muestran los resultados publicados en un primer artículo científico en la revista WATER de la red WOS. En este se analiza el efecto que implica el cambio del uso/cobertura del suelo en la respuesta hidrológica de la cuenca del río Andalién, en el centro sur de Chile. Para ello se muestran los resultados de modelaciones hidrológicas considerando diferentes usos de suelo en un escenario existente de expansión de plantaciones forestales. En esta investigación se hace énfasis en el ajuste de los parámetros en el modelo mediante protocolos de calibración y validación y se presentan, una vez validado el modelo, un análisis del comportamiento de los diferentes componentes del ciclo hidrológico y su variación en diferentes escalas temporales a causa del cambio de uso del suelo. Finalmente se realiza una discusión exhaustiva de los resultados obtenidos para dilucidar los efectos ocurridos sobre el recurso agua y se compara con resultados obtenidos por otros investigadores.

III.1. Artículo - I. Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile.

Rebeca Martínez-Retureta ^{1,2,*}, **Mauricio Aguayo** ^{1,2,*}, **Alejandra Stehr** ^{1,2}, **Sabine Sauvage** ³, **Cristian Echeverría** ⁴ and **José-Miguel Sánchez-Pérez** ³

¹ Environmental Sciences Center EULA-Chile, University of Concepción, Chile; astehr@udec.cl

² Faculty of Environmental Science, Territorial Planning Department, University of Concepción, Chile, maaguayo@udec.cl

³ ECOLAB, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, 31326 Auzeville-Tolosane, France; jose-miguel.sanchez-perez@univ-tlse3.fr; sabine.sauvage@univ-tlse3.fr

⁴ Faculty of Forest Sciences, Landscape Ecology Laboratory, University of Concepción, Chile, cristian.echeverria@udec.cl

* Correspondence: rebecmartinez@udec.cl (R.M.); maaguayo@udec.cl (M.A.)

Received: November 8th 2019; Accepted: January 14th 2020; Published: January 20th 2020

Water 2020, 12, 302; doi:10.3390/w12010302

Abstract: Several impacts over the ecosystem services have been produced by the land use / cover changes, placing it as one of the main factors driving the global environmental change. In the present study, the SWAT model was used to assess the effect of land use / cover changes on the hydrology response in the Andalién river basin from the south center zone of Chile. Three land use / cover scenarios (LU_1986, LU_2001 and LU_2011) were compared over a period of 30 years (1984-2013) to remove the effect of climate variability on hydrology. The results show a significant decrease in total annual flows among the three LU scenarios. The greater differences in the annual flows of 25.05m³/s were observed between LU_1986 and LU_2011 scenarios. The hydrological cycle dynamics in the basin show an increasing trend of evapotranspiration and surface flows with a significant decrease in percolation and lateral flow on a monthly and seasonal scale. This behavior can be explained by the increasing percentage of the basin area covered by exotic plantations from 35.22% to 63.93% during the

period. The evidence of these changes and the evaluation of their effects are particularly relevant for the long-term sustainable management of water resources.

Keywords: Forest exotic; hydrology; land use change; SWAT model

1. Introduction

The land use/cover change is considered one of the main driver factors forcing global environmental change with a significant impact on water resources. It can induce strong impacts in processes that support several ecosystem services such as water regulation, provision and storage [1,2]. In recent decades, agricultural and livestock borders, forest plantations and urban areas have been expanded accompanied by a large increase in energy, water and agrochemical consumption, leading to considerable losses of biodiversity [3]. Most of the impacts have been caused by the loss and/or transformation of forest ecosystems and natural grasslands into lands enabled for agricultural, livestock, forestry and urban/industrial development [4]. Such changes in land use, have allowed humans to take earth's resources possession [5], affecting the ecosystems ability to support food production and to influence relevant environmental aspects such as water provision and regulation, climate regulation and air quality [3].

Water flow and its regulation are key components in human wellness. Regulation is determined by the influence that natural systems have on the control of hydrological flows [6,7]. In this sense, the capacity of water regulation corresponds to the proportion of rainfall that can be stored in a river basin and, subsequently, contribute to the constant surface water flow over time [7–9]. Then,

the existence of a close link between water regulation and provision become obvious. Provision will depend on the storage mechanisms of a basin, also determined by key hydrological factors such as soil cover, edaphological characteristics and relief. An adequate capacity for water regulation allows the generation of spatial and temporally well-distributed ecosystem services within a basin [10]. In this way, in a context of low regulatory capacity, the flow of water from rainfall drains rapidly into water bodies, increasing the provision in a short time period, reducing however its availability during the dry season. The link between regulation and provision acquires here greater relevance. The storage mechanisms of a basin generate flows in periods where rainfall decreases.

Soil cover is closely related to water resources quantity and its distribution. It determines the water flow between the soil and the atmosphere through processes like interception, evapotranspiration, surface runoff and subsurface flows [11,12]. Surface water balance and rainfall partition within the processes of evaporation, runoff, and groundwater flow changes in soil cover, could be significantly modified through various land use practices. The amount, space-time quality and distribution of water in the river system can be also affected [3,13]. Thereby, the change of land use/cover is a main aspect for water resources management. The process of surface runoff and flow regimes could be significantly affected by any modification of the territorial structure of a basin [14].

In the central-southern zone of Chile, the main water supply sources correspond to surface water courses whose recharge depends on the rainfall regime. Several watersheds that give rise to these water bodies have undergone

intense land use changes processes, including loss of native forest, development of agricultural activities. In the in recent decades, massive afforestation with forest exotic plantations species have been conducted. This activity has been strongly subsidized by the Chilean state and regulated with Decree Law No. 701 since 1974 [15–20].

Forest plantations expansion in Chile has not only led the replacement of agricultural land, but also the replacement and loss of native forests. Several research reports [15,21–25] have documented this situation. Although the highest deforestation rates occurred in the last century [18], the degradation process and subsequently loss of native forest remains a constant trend [16,21,22,24,26,27].

This accelerated afforestation process has strongly raised the perception that forest exotic plantations lead to a water production decrease with rainfall in river basins. The reduction of water availability, associated to large-scale afforestation has been generating growing concern in the population [28–30]. Water supply problems are increasingly frequent in basins that provide this resource to rural communities [28,31].

In spite of the above described, most of the studies assume the hydrographic basin as a single unit of analysis, obtaining aggregate results of increase or decrease of flows at its closing point. However, for a proper basin management, it is essential to understand how hydrological processes occur inside, identifying and analyzing the spatial configurations of landscape components that control the regulation of water flows [32,33]. From the perspective of landscape ecology, the spatial pattern of land use/cover changes plays a main role in the determination of processes such as infiltration, water storage and surface runoff [32]. In this context,

spatially distributed hydrological models have the capability to analyze the synergistic effects of land use change/cover and climate change in small hydrological response units with relatively homogeneous conditions. It is possible to identify the relevance of each territorial unit in the hydrological process based on its characteristics and location within the basin. Such models become a suitable tool for making early decisions in water scarcity scenarios [14].

The soil and water assessment tool model (SWAT) is a continuous-time, physical-mathematical hydrological model [34] designed to predict flow, soil and nutrient losses in a basin. Unfortunately, although several previous studies showed promising results using SWAT as a hydrological model in different environmental conditions [35–43], its application in Chile has been limited [44–48], focused mainly on the effect of climate change on snow production. Additionally, besides the study from Aguayo and Stehr [25], there is a lack of scientific reports making reference to the hydrological response of a basin against future scenarios of forest expansion [25]. For this reason, it is important to conduct studies about the land use/cover change effect, especially in watersheds with low environmental data availability. Determining changes and assessing their effects become particularly relevant for a sustainable management of water resources in the long term. The current research aims to determine the effect of the change in land use / cover on the hydrological response in the last 30 years, for a basin located in the South Center of Chile, through hydrological modeling. These results could aim to understanding the complex interactions among soil, land use and water provision/regulation and

supporting decision-making, from a scientific-technical perspective, in the integrated management of river basins for the country.

2. Materials and Methods

2.1. Study Watershed.

Andalién basin is located in the Biobío Region, VIII Region of Chile, in the coastal mountain range, between 36 ° 82 ' south latitude and 72 ° 80' west longitude. The hydrographic basin, with 742 km² of area, is part of the coastal basin located between the Itata and BioBio rivers in central-southern Chile. The area is composed of metamorphic rocks, partially superimposed by tertiary marine sediments, with moderate slopes [49], and elevations ranging from 27 to 613 m above sea level . The area is dominated by temperate-mediterranean climatic conditions and precipitations around 1,250 mm annual, with a dry southern summer (December, January, February) of 64 mm and a rainy southern winter (June, July, August) of 664 mm, approximately .These conditions allow the direct relationship with the productive use of the territory, currently dominated by a large area of exotic forest plantations (Figure 3.1).

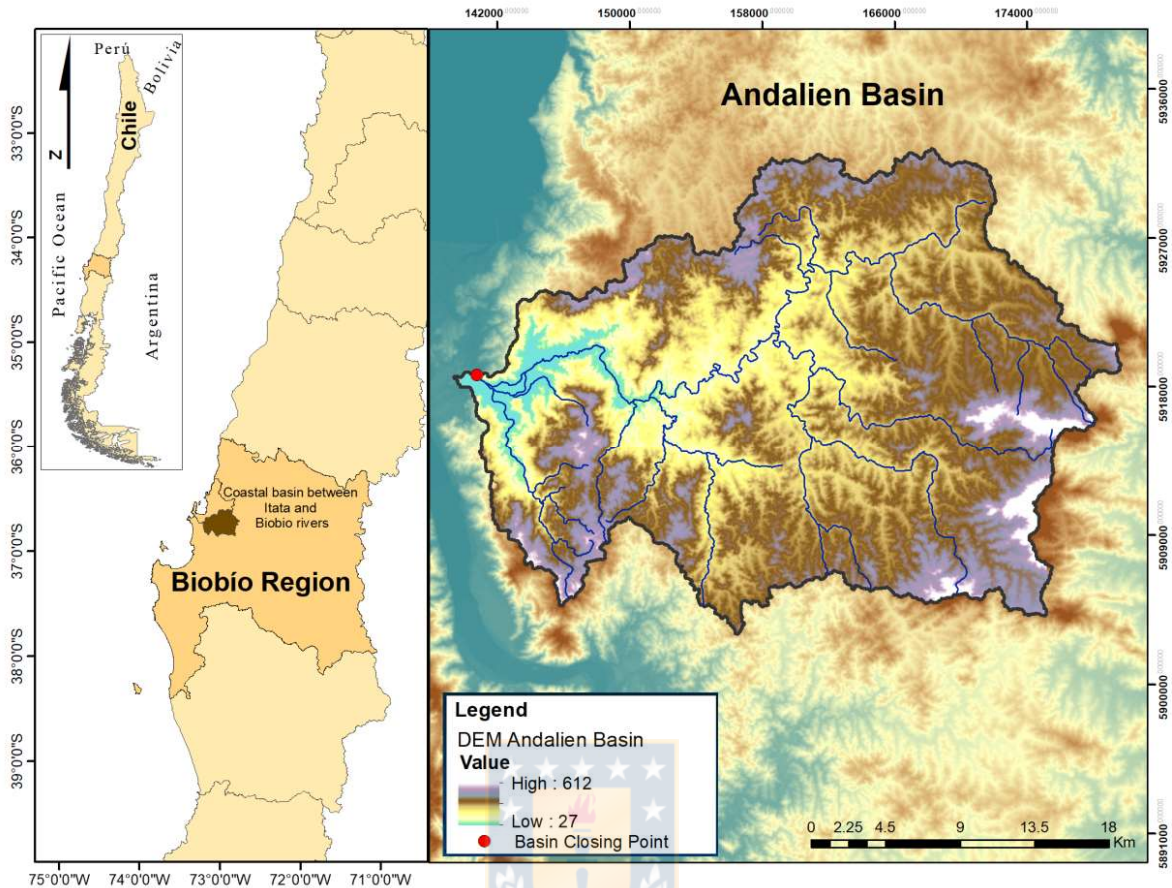


Figure 3.1. Andalién basin geographical location map.

In the Biobío region, *Pinus radiata* plantations is predominating with more than half of the regional total area (59%), followed by *Eucalyptus globulus* (27%) and *Eucalyptus nitens* (12%) [50]. Very basic management practices are applied consisting of clearing the place where the plantation will be carried out, plowing the soil, applying weed killers and fertilizers to stimulate growth. The wood harvesting is done through a rudimentary method called "clearcutting". For such activities, the environmental regulations in Chile allow deforestation or cutting up to 500 ha at once. The forestry law forces to reforest the site after two years from harvesting.

Most of the wood consumption for industrial use occurred in the pulp industry, which participation reaches 36.8% of the total, followed closely by wood for

construction with 34.8%. Some other products consist of items such as barkless splinters (17%), boards and sheets (10.2%) and finally posts and poles (0.7%); the difference of 0.5% corresponds to export pieces. These five items constitute the primary Chilean forest industry [50].

2.2. SWAT model description.

SWAT model allows simulating several physical processes of the hydrological cycle at different time scales. In this work, a monthly time scale and the sub-basin scheme derived from the digital elevation model (DEM) were used. The sub-basin configuration preserved the channels and the natural flow path. First, the water courses were defined, choosing the minimum area threshold established automatically by SWAT as criteria to create them. This method aimed to obtain a rigorous representation of the channels.

Hydrological Response Units (HRUs) were obtained considering soil type, land use and the landscape slope. This discretization method accurately reflects the spatial variability concerning the process of rain into runoff transformation, as well as the water routing in each HRU, improving the simulation accuracy [51,52].

SWAT modelling also considered daily climatic information, specifically precipitation, maximum and minimum temperatures, for the determination of the main processes concerning hydrological cycle. Hargreaves method was used to calculate the potential evapotranspiration (PET).

2.3. *Input data.*

2.3.1. *Topography, soil, meteorological and flow data*

The landscape slope was divided by SWAT model in three categories according to the information obtained from DEM (Figure 3.2a, Table 3.1). DEM used for the watershed delimitation was obtained by processing Alos-1 Palsar images of 12.5m spatial resolution (Table 1).

The soil map from the Natural Resources Information Center [53] was used to represent the soil types present in the study area and their associated properties. Additional information required to complete the SWAT input database was obtained through the Agrological Studies of the VIII Region conducted by the Natural Resources Information Center (CIREN) in 1999 [53] (Figure 3.2b, Table 1).

Daily precipitation and temperature data were obtained from the Global Climate Hazards Group Infra Red Precipitation with Station database (CHIRPS) and from the Climate Forecast System Reanalysis database (CFSR) respectively (Figure 3.2c, Table 3.1). Used data were previously validated through geospatial and statistical analysis, using information from real stations of the General Direction of Water (DGA), Meteorological Direction of Chile (DMC) and the National Institute of Agricultural Research (INIA) located in the South Center of Chile [54,55].

The flow station named “Rio Andalién Camino a Penco”, operated by the General Direction of Water (DGA) in Chile, is selected as the monitoring point used in the present study. This point was defined as the basin closure point because it is

an important flow station within the study watershed with daily information since 1961 to the present without interruption (Figure 3.2c).

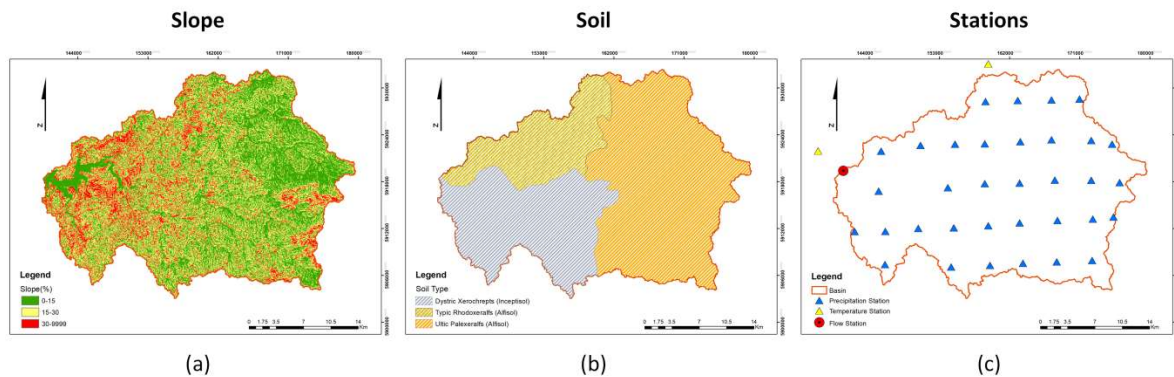


Figure 3.2. (a) Slope map, (b) soil types and (c) meteorological and flow stations.

2.3.2. Land Use

Heilmayr et al. [20] analysis and quantification of land use/cover changes for 1986, 2001 and 2011 from satellite images processing was used in this paper. Processing was carried out through a historical regression process. Landsat images were used as the main data source for remote sensing analysis for the three decades. Data processing included radiometric, geometric and topographic corrections. Land use categories were derived from a supervised classification using the maximum likelihood statistical method. This classification included the following categories: (1) adult native forest, (2) exotic plantation of adult forest (12–22 years), (3) exotic plantation of young forest (<12 years), (4) arborescent scrub, (5) scrub, (6) agricultural land, (7) grassland, (8) urban, (9) wetland, (10) agricultural bare ground, (11) permanent bare ground, (12) plantation felling and (13) stumpy. In order to analyze data, some of the related categories were grouped (for example, young plantation and adult plantation, arborescent scrub and scrubland, agricultural lands and agricultural bare soils). The final maps were

developed and incorporated into a Geographic Information System using ArcGis

10.4. Table 3.1 summarizes the input information used for SWAT modeling.

Table 3.1. Input variables used for SWAT modeling.

	Input data	Description	Source
Meteorological Data	Extreme temperatures	Minimum and maximum daily temperatures Period 1981 – 2013 Spatial resolution (30x35 km)	CFSR global base Available at https://globalweather.tamu.edu/
	Precipitation	Daily precipitation Period 1981 – 2013 (0.05 Spatial resolution)	CHIRPS database Available at http://chg.geog.ucsb.edu/data/chirps/
	DEM	Digital elevation model (12.5m resolution)	Alos-1 Palsar Sensor Available at https://vertex.daac.asf.alaska.edu/
Spatial Data	Soil type	Agrological studies of the Biobío region (1:70000 Spatial resolution)	CIREN 1999
	Land use	Soil use map 1986, 2001, 2011 (1:30000 Spatial resolution)	(Heilmayr) in 2016 [20]

2.4. SWAT sensitivity analysis, calibration and validation

The model was calibrated and validated on a monthly scale using the total flows at “Río Andalién Camino a Penco” station as reference values. A 30-year period (1984-2013) was used, including three years for model warm-up. The parameters calibration was mostly performed manually, however, some parameters were calibrated using the SWAT calibration and uncertainty procedures software, SWAT_CUP, developed by Abbaspour et al. [56]. According to previous studies [36, 53, 54], 17 sensitive hydrological parameters were chosen

for analysis (Table 2). The relative change of the parameters was controlled within 20%. Besides, absolute change was analyzed according to literature and theoretical document [51,58,59].

A global sensitivity analysis was performed to obtain the relative and absolute sensitivity. Sequential uncertainty adjustment algorithm version No 2 (Sufi-2) was implemented [60] in order to identify the higher sensitivity parameters, according to the model response. Parameter ranges were determined according to values obtained by manual calibration. Several iterations were performed, each one considering 500 simulations with reduced parameter ranges in subsequent calibration rounds. Time series graphs and statistical methods were used to evaluate the model performance in the total flow simulations.

The p-factor and the r-factor were estimated to assess the degree of uncertainty in the calibration and validation of the model according to the classification of Abbaspour et al. [56], where it determines that a p-factor ≥ 0.75 and r-factor ≤ 1.5 are desirable for flow estimation.

As recommended by different researchers [38,51], hydrological and meteorological data sets were divided into three sub-databases: i) 1984-1992, ii) 1994-2002 and iii) 2008-2013 as different land use scenarios (LU). The first scenario, related to the 1986 LU (LU_1986) was determined for the calibration of the model; hydroclimatic data from 1984 to 1992 was used for this step. The hydrological and meteorological database from 1994-2002 was assigned to the second scenario considering the LU of 2001 (LU_2001). Finally, the third scenario, established by the LU of 2011 (LU_2011) contains data from 2005 to 2013. The LU of 2001 and 2011 were considered as the hydrological model validation periods.

During the model validation, same values adjusted in the calibration were used, however, considering different data sets of observed values to demonstrate that the model has a satisfactory precision range [61].

Table 3.2. Parameters used for the SWAT_CUP model sensibility analysis.

Parameter	Description
EPCO	Plant uptake compensation factor.
GW_REVAP	Groundwater "revap" coefficient
CNCOEF	Plant ET curve number coefficient
SURLAG	Surface runoff lag time.
CN2	SCS runoff curve number f.
SLSUBBSN	Longitud media de la pendiente (m)
OV_N	Manning's "n" value for overland flow
SOL_AWC	Available water capacity of the soil layer
FFCB	Initial soil water storage expressed as a fraction of field capacity water content
LAT_TIME	Lateral flow travel time
GW_DELAY	Groundwater delay (days)
ALPHA_BF	Baseflow alpha factor (days)
GWQMN	Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur (mm)
RCHRG_DP	Deep aquifer percolation fraction
TRNSRCH	Fraction of transmission losses from main channel that enter deep aquifer.
CH_N1	Manning's "n" value for the tributary channels
CH_N2	Manning's "n" value for the main channel

2.5 SWAT model performance evaluation

Model performance was evaluated using statistic tests such as Nash Sutcliffe Efficiency of (NSE), percentage bias (PBIAS) and the determination coefficient (R^2) to examine the representation of the modeled process to real biophysical conditions. NSE is a standardized statistical method that determines the relative magnitude of the residual variance compared to the measured data variance (Equation 1). Theoretically, NSE value varies from $-\infty$ to 1; NSE value 1 corresponds to a perfect match between the observed and simulated values [62]. PBIAS (Equation 2) measures the estimation bias of the model. PBIAS value can be positive or negative indicated underestimation and overestimation, respectively, zero value represents the best simulation performance of the model[62]. The R^2 (Equation 3), is used to measure the consistency of the simulated and observed data of the model. Value of R^2 varies between 0 and 1; less error variance is indicated by higher values [62].

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (3.1)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - Q_i^{sim}) * 100}{\sum_{i=1}^n Q_i^{obs}} \quad (3.2)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \bar{Q}_{obs})(Q_i^{sim} - \bar{Q}_{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_i^{sim} - \bar{Q}_{sim})^2}} \quad (3.3)$$

where Q_i^{obs} and Q_i^{sim} represent observed and simulated flow during ith day. \bar{Q}_{obs} and \bar{Q}_{sim} are the average observed and simulated flows respectively.

2.6 Evaluation of the Land Use/Cover Change (LUCC) effect on the hydrological response.

For the evaluation of LUCC on the hydrological response in Andalién basin, the Swat model was executed in the three LU (LU_1986, LU_2001 and LU_2011) for the period of time from 1984 to 2013. Water discharge of 124 sub-basins was calculated. Flow values measured at “Rio Andalién Camino a Penco” station, located at the closing point of the basin, were used to compare the runoff calculated by the model.

Parameters obtained during model calibration and validation steps were used for this evaluation. In this way, the suitability of the fixed parameters in the different LUCC scenarios was verified. The hydrological impacts of LUCC were determined by changing the LU while keeping all parameters constant during the study period.

Student's t-distribution analysis for related sampled was carried out, in order to determine significant differences among the simulated monthly flows for the different LU. This was also applied for quantifying the impact of the land use/cover scenarios over the total flow during the before mentioned period for Andalién basin. Additionally, statistical (t-tests) and trend analysis were performed between first and later LU scenarios (LU_1986 and LU_2011) to evaluate the behavior of the components of the hydrological cycle such as: evapotranspiration (ET), percolation (PERC), surface flow (SURQ), lateral flow (LAT_Q), groundwater (GW_Q) and water yield (WYLD). This analysis was carried out on an annual, monthly and seasonal scale during the last 30 years.

3. Results

3.1. Land use/cover change (LUCC)

The exotic forest plantations as prevailing land use in the river basin, was the one with the highest increasing percentage with a 28.64 % between 1986 and 2011. It showed an spatial distribution of increasing occupation from the lowest areas during 1986 up to the higher basin lands in 2011. This behavior could be caused due to the proximity to Concepción City. The main companies related to the commercialization of this raw material (cellulose industry and construction) are locate in this urban center.

On the other hand, the native forest and scrubland areas were dispersed throughout the basin for LU_1986, LU_2001 and LU_2011, with the largest percentage of native forests located in the Nonguen national reserve. The native forests and scrublands had a decreasing behavior for all LU, showing a reduction by 13.47% from 1986 to 2001 and a 30.70% decrease from 1986 to 2011. However, it can be seen that agriculture was dominant upstream and in the middle of the basin. An irregular behavior in the different scenarios was observed: a small decrease of 1.92% occurred during the period from 1986-2001 with slight recovery from 2001 to 2011 at 2.61 % (Figure 3.3, Table 3.3).

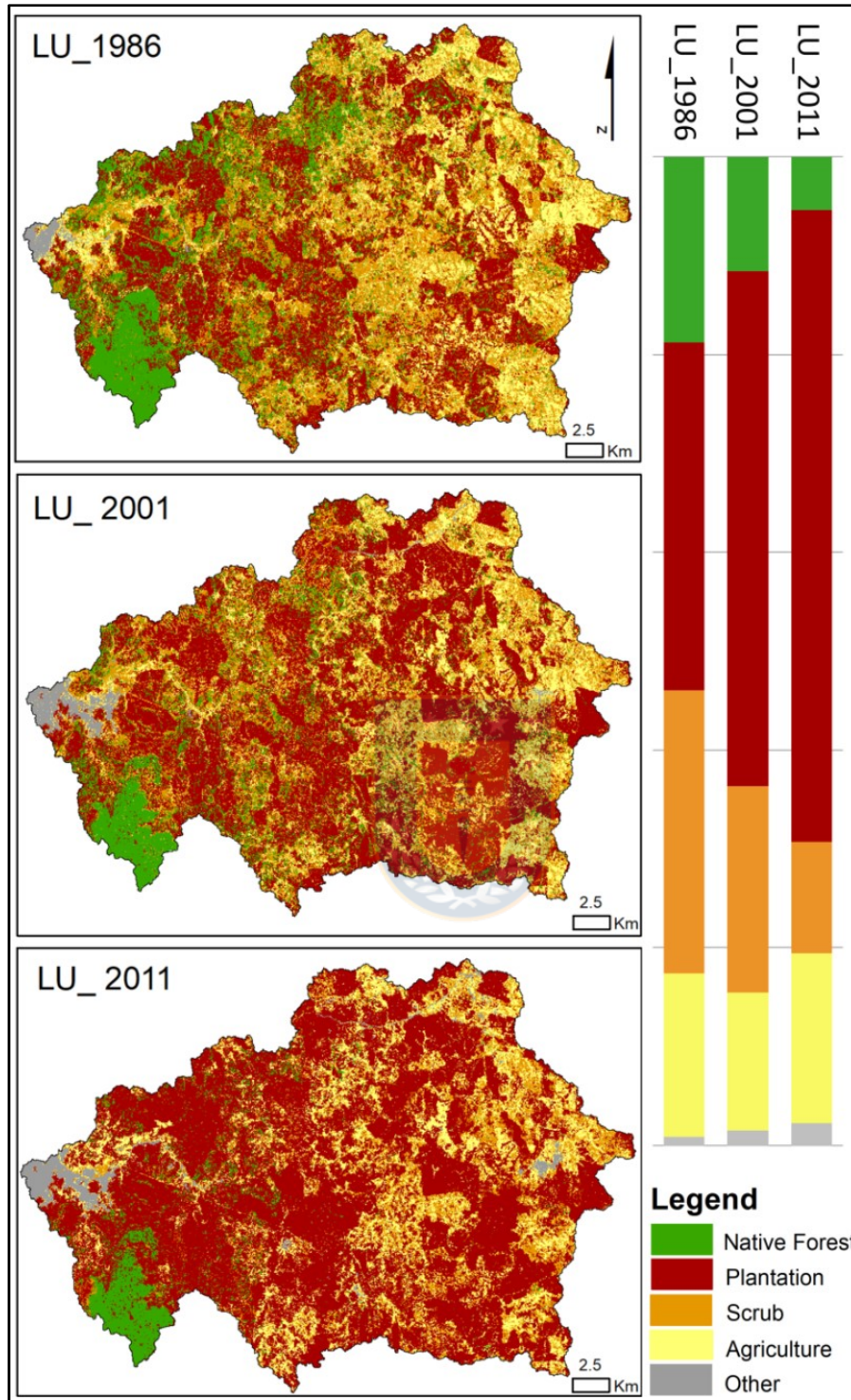


Figure 3.3 Spatial representation and percentage of land use change area for LU_1986, LU_2001 and LU_2011.

Table 3.3. Percentages of land use area for the LU_1986, LU_2001 and LU_2011 scenarios and their relative changes.

Land Use	LUCC (%)			Relative Changes (%)		
	LU_1986	LU_2001	LU_2011	1986-2001	2001-2011	1986-2011
Native forest	18.72	12.04	5.34	-6.68	-6.69	-13.38
Plantation	35.22	49.92	63.86	14.70	13.94	28.64
Scrub	28.58	21.79	11.26	-6.79	-10.53	-17.32
Agriculture	16.56	14.64	17.25	-1.92	2.61	0.69
Other	0.92	1.62	2.28	0.70	0.66	1.36

The LUCC time series analysis between 1986 and 2011 indicates an expansion of the plantations with a reduction in agricultural, scrubland and native forest use (Table 3.3). Native forests, thickets and forest plantations were the land covers with major changes in their percentages with respect to the total area of 1986. This result can be explained by the felling of native forests and scrublands between 1986 and 2011 with a 35% decrease with respect to the area occupied by this land use in 1986. Meanwhile, during the same period, forest plantations had a positive trend with a 55% increase with respect to the forest plantation area during 1986 (Figure 3.3, Table 3.3).

3.2. Sensitivity analysis

According to the sensitivity analysis, seven parameters significantly affecting the modeled surface flow of Andalién basin such as: manning's "n" value for the tributary channels (CH_N1), average slope length (SLSUBBSN), fraction of transmission losses from main channel that enter deep aquifer (TRNSRCH) and other parameters related to surface runoff (SURLAG, CNCOEF) and groundwater

(ALPHA_BF, GW_DELAYMM, GWQMN) (Table 3.4). Such parameters were calibrated to fit the real water balance, based on literature information [63].

The present study shows that, the weighing coefficient for the ET (CNCOEF) is a sensitive parameter for the geographical physical conditions of the basin. By increasing the CNCOEF from 1 to 1.4, a better adjustment in the runoff parameters is obtained. Taking this in consideration, the daily CN estimation as a function of the plants ET could give results less dependent of the soil storage based on the preceding climate [51].

Table 3.4. Sensitive parameters in surface flow calculations, calibrated values.

Parameter	Parameter description	Calibration values		
		Adjusted value	Minimum value	Maximum value
CH_N1	Manning's "n" value for the tributary channels.	27.7	11.1	30
CNCOEF	Plant ET curve number coefficient.	1.4	1	2
ALPHA_BF	Baseflow alpha factor (days)	0.9	0.45	1
GW_DELAY	Groundwater delay (days).	159	0	273.7
SURLAG	Surface runoff lag time.	11.6	1	17.4
GWQMN	Treshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur (mm).	1408	1351	4058
SLSUBBSN	Average lenght of the slope (m).	111.7	49.9	129.9

If compared to default values, ALPHA_BF parameter was increased in the model to facilitate the water flowing from the aquifer to the river, increasing the base flow. GWQMN and GW_DELAY parameters were also augmented increasing the surface flows and consequently decreasing the groundwater flow. The

remaining parameters related to hydrological processes were calibrated in order to adjust the base and peak flows (Table 3.4).

3.3. SWAT model calibration and validation.

Acceptable estimates were obtained by uncertainty factors in the semi-automatic calibration and validation of the model according to the classification of Abbaspour et al.[56]. During the calibration period (LU_1986), the model showed satisfactory uncertainty with a p-factor of 0.89 and an r-factor of 1.24. Meanwhile, for the validation periods (LU_2001 and LU_2011), a satisfactory uncertainty level was obtained with a p-factor of 0.89 (0.84) and an r-factor of 1.36 (1.44) respectively.

Figure 3.4a, b show the correlation for the model with proportional bias ($y = z$). On one hand, Student's t-test correlation for non-calibrated data shows a P_value of 9.46E-09, indicating significant differences between observed versus non-calibrated values. Unsatisfactory statistics were obtained with a Nash-Sutcliffe Efficiency Index (NSE) of 0.18 and a percentage bias (PBIAS) of 49.43% (Figure 3.4a, Table 3.5). On the other hand, as the model was manually calibrated and validated, the values didn't showed significant differences, recording excellent correlation values with a P-value ≥ 0.05 among observed values when compared to the calibrated and validated values. (Figure 3.4a, b, Table 3.5).

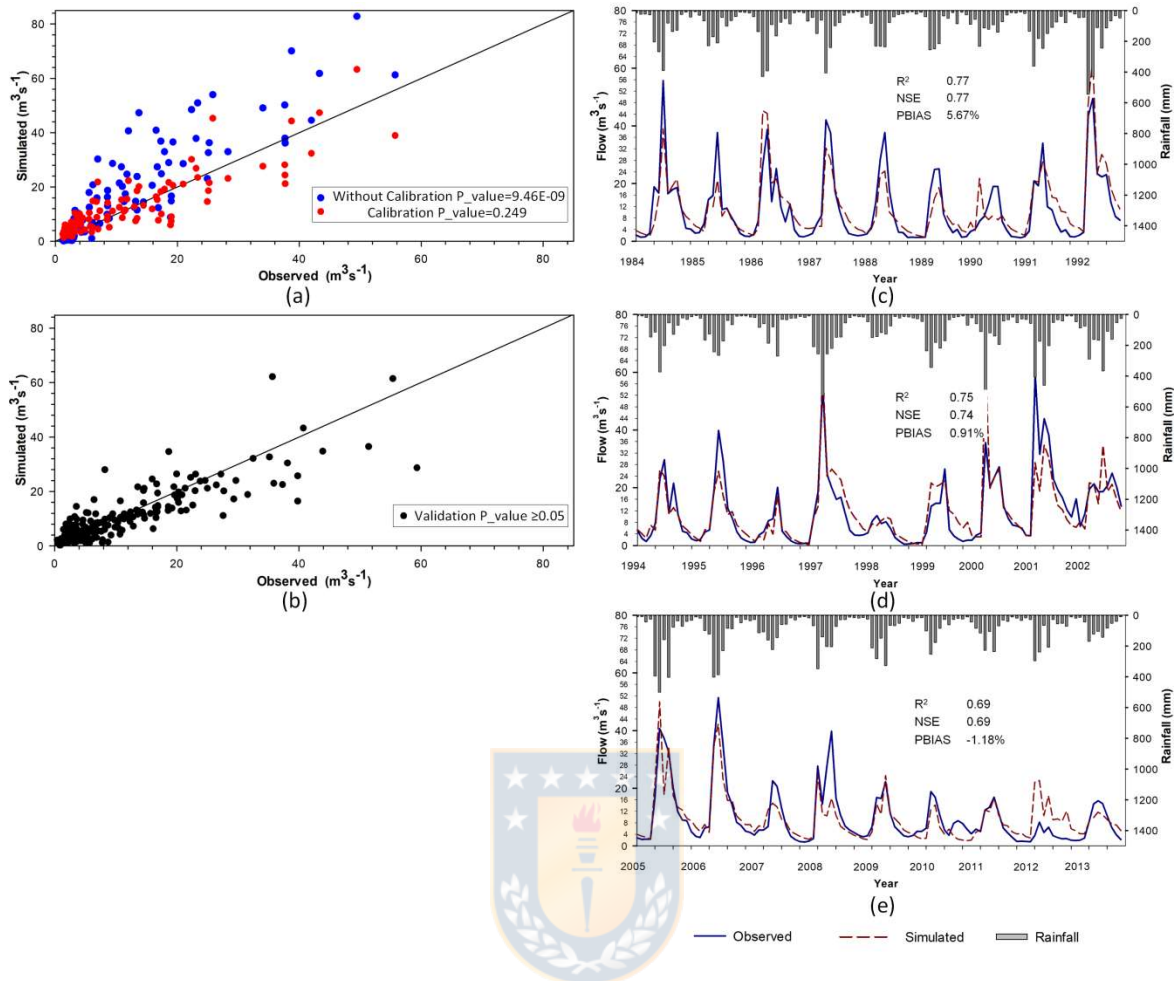


Figure 3.4. Relationship between uncalibrated and calibrated values against observed values (a) and validated values against observed values (b) for a model with proportional bias ($y = z$). Calibration and validation of the total monthly flow of LU_1986, LU_2001 and LU_2011 for the time periods of 1984-1992 (c), 1994-2002 (d) and 2005-2013 (e).

Table 3.5. Correlation between calibration and validation periods for “Rio Andalién Camino a Penco” station.

Statisticians	Without Calibration (1984-1992)	Calibration (1984-1992)	Validation (1994-2002)	Validation (2005-2013)
R^2	0.80	0.77	0.75	0.69
NSE	0.18	0.77	0.74	0.69
PBIAS	49.43%	5.67%	0.91%	-1.18%

Statistical results to evaluate the performance of the model, showed a very good level in the (NSE) (0.77) for calibration. Meanwhile, good level was obtained for the determination coefficient (0.77) and (PBIAS) (5.67%), according to the classification of Moriasi et al. [62] (Figure 3.4c, Table 5). The model was validated to demonstrate the suitability of the calibrated values in the LU_2001 and LU_2011 scenarios (Figure 3.4d, e, Table 5). Adjustment between the observed and validated flow of the two scenarios reached a good level for an R^2 of 0.75 and 0.69, with NSE values of 0.74 and 0.69 respectively. A very good classification was obtained for PBIAS with values of 0.91% and -1.18 respectively.

3.4. Land use and flow relationship in the Andalién river basin.

SWAT model was executed for the LU_1986, LU_2001 and LU_2011 scenarios. In this way, the effect of LUCC on the total monthly flow for the study period (1984-2013) at the “Rio Andalién Camino a Penco” river station was evaluated (Figure 3.5). Student’s t-test for paired samples showed significant differences among the flows obtained with all the land use/coverage scenarios with a 95% confidence interval.

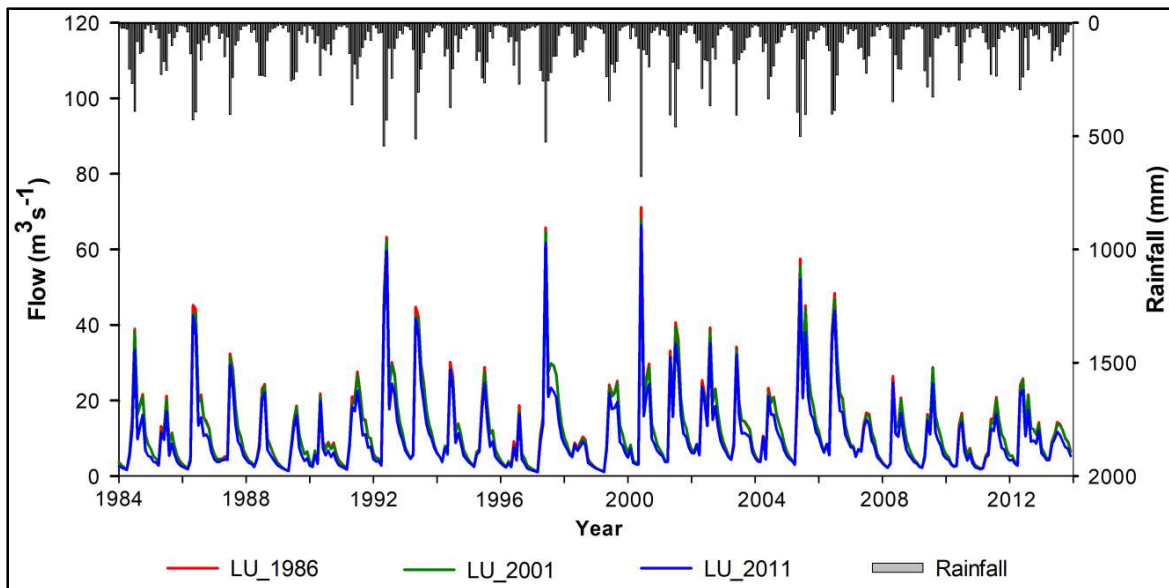


Figure 3.5. Simulated monthly flow between 1984-2013 for different land use / coverage scenarios (LU_1986, LU_2001 and LU_2011).

The greatest difference on total flows was obtained between most extreme scenarios (LU_1986 and LU_2011), with a decrease of $25.05 \text{ m}^3/\text{s}$ per year. This change was characterized by the replacement of native forests and scrubland with forest plantations (28.64%) and a 0.69% increase of agricultural lands percentage. Besides, when comparing LU for 1986 with 2001 and LU_2001 versus LU_2011, total flow reductions of 3.87 and $21.19 \text{ m}^3/\text{s}$ per year, were respectively observed. The trend obtained, indicating a progressive flow reduction, could be explained by the LUCC behavior that took place in the basin during the period. The 3.87% reduction in the total flow from the LU_1986 to LU_2001 scenarios was determined by a 14.70% increase in forest plantations, dominating almost half of the basin area for LU_2001 scenario. Besides, a 13.47% of percentile reduction of native forest and scrubland areas together with a 1.92% of agricultural area reduction took place. In the same way, the decreasing flow from LU_2001 when compared to

LU_2011 scenario occurred accompanied by an increase in 13.94% of forest plantations taking during 2011 the 63.86% of the basin area, together with a 17.22% of native forests and scrublands area reduction and an increase of 2.61% of agricultural lands (Figure 3.3 and 3.6, Table 3.3).

3.5. LUCC impacts on the hydrological response

Figure 3.6 shows the seasonal averages from 1984 to 2013 of ET, PERC, SURQ, LAT_Q, GW_Q and WYLD for LU scenarios LU_1986 and LU_2011 simulated using SWAT. In one hand, ET and surface flows had increasing trends in all seasons, reaching the highest values in the autumn and winter season where the highest rainfall occurs. In the other hand, PERC values presented a negative trend for every season mainly due to the change in land cover. This trend becomes higher in autumn that coincides with the humid period beginning. Besides, a direct correlation can be observed between GW_Q and the total flows of the basin in all the seasons. During winter and spring seasons, a sharp decreasing trend can be observed for GW_Q and the total flows due to the transition between the coldest and rainiest month and the beginning of the spring, with is a high contribution of the water accumulated in the subsoil. Conversely, during summer and autumn seasons, a very slight growing trend occurs due to the transition from the driest month to the autumn, forcing a less water consumption and weak growth activity by forest plantations (Figure 3.6).

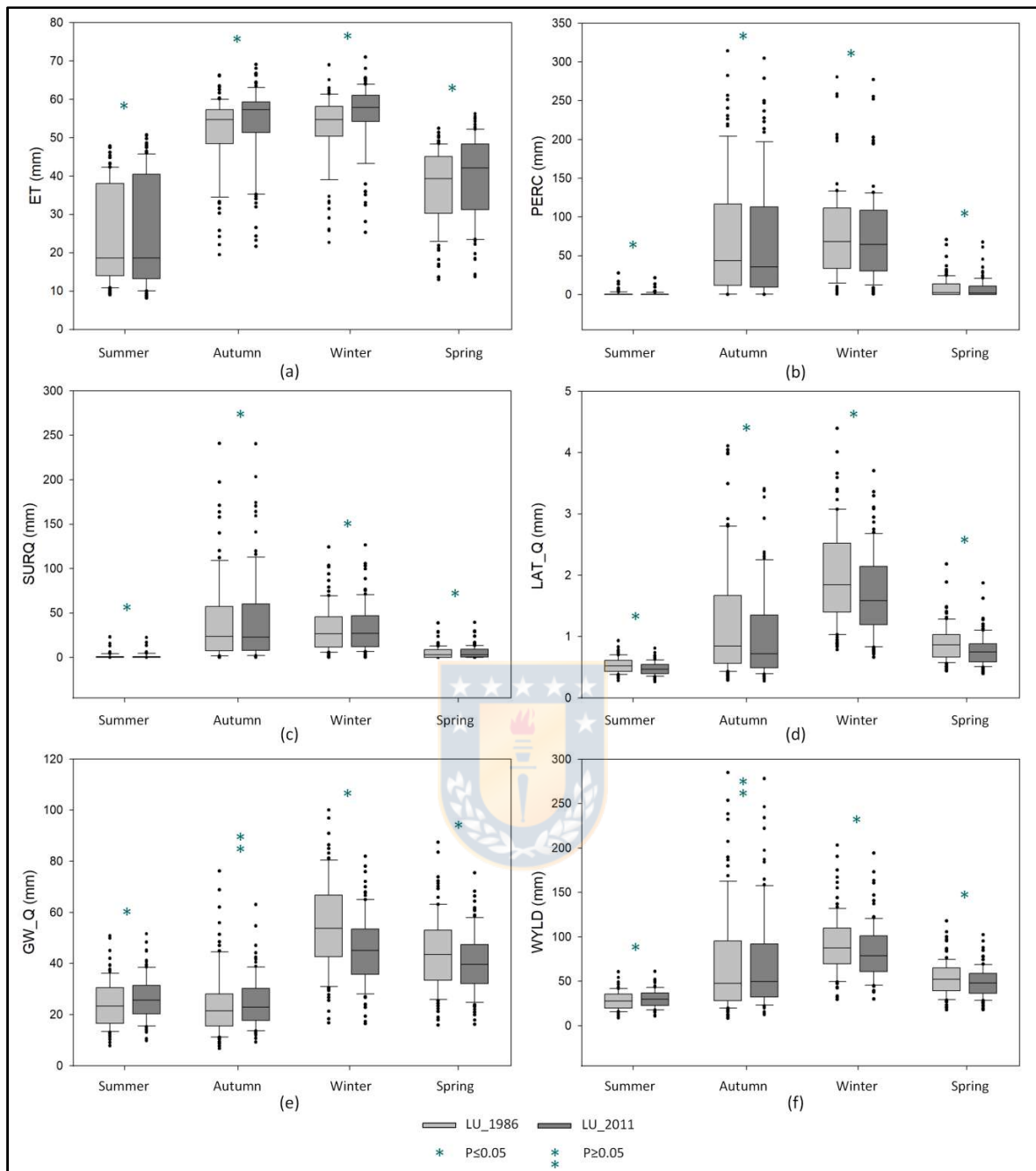


Figure 3.6. Seasonal average: summer (January, February, March) (a), autumn (April, May, June) (b), winter (July, August, September) (c) and spring (October, November, December) (d) of the parameters of the hydrological cycle (ET, PERC, SURQ, LAT_Q, GW_Q and WYLD), for the LU_1986 and LU_2011 scenarios.

The effect of land use/cover change (Figures 3.2) over the average monthly values of the hydrological variables and their relative changes from 1984 to 2013, are depicted in Figure 3.7a and Table 3.6 for scenarios LU_1986 and LU_2011. General increasing trend prevailing in monthly ET values can be observed; relative variation from -7.38% in January to 8.16% in October was obtained, recording a year average increase of 4.21% (Table 3.6, Figure 3.7a). The significant increase in the absolute annual percentage ET value (25.32 mm) can be attributed to the increase in forest exotic plantations species by 28.61% between the analyzed periods (Table 3.4).

Table 3.6. Monthly relative change of ET, PERC, SURQ, LAT_Q, GW_Q and WYLD, scenario (LU_1986) v / s (LU_2011).

MONTH	Monthly relative changes (%)					
	ET	PERC	SURQ	LAT_Q	GW_Q	WYLD
Jan	-7.38	-24.66	6.42	-11.03	2.95	2.07
Feb	2.20	-20.59	5.18	-10.01	9.63	8.04
Mar	7.27	-32.08	3.70	-9.55	16.57	13.47
Abr	4.23	-28.09	0.06	-11.54	20.85	12.14
May	4.53	-8.40	-0.29	-17.09	8.18	1.99
Jun	4.31	-3.64	2.28	-17.33	-11.57	-2.63
Jul	5.19	-3.13	2.35	-15.06	-16.86	-7.84
Ago	5.44	-3.44	3.17	-15.01	-17.62	-9.38
Sep	7.14	-6.81	4.31	-13.84	-16.25	-12.13
Oct	8.16	-13.07	4.02	-13.50	-12.81	-10.25
Nov	7.58	-21.04	5.00	-13.36	-8.35	-7.49
Dic	1.92	-21.82	5.00	-12.51	-3.11	-3.27
Annual average	4.22	-15.57	3.43	-13.32	-2.37	-1.27

On a monthly scale, for the period between LU_1986 and LU_2011, a slightly increasing trend in the relative changes of SURQ was observed for almost every month of the year. Monthly variations range from -0.29% in May to 6.42% for June, with an annual average increase of 3.43% (Table 3.6, Figure 3.7c). On the opposite way, the LAT_Q registered a decreasing behavior for all the months of the year, with relative changes ranging from -17.33% in June to -9.63% during March with an annual average decrease of 13.32% (Table 3.66, Figure 3.7d). In addition, the values obtained for PERC had a significant decreasing trend for all months, with relative changes ranging from -28.09 in April to -3.13% in June, registering a relative annual change of -15.57% (Table 3.6, Figure 3.7b). Such PERC decrease of 28.86 mm (annual average), caused the reduction in the water availability from the bottom of the soil profile to the shallow aquifer, producing a negative impact in the GW_Q availability which reduction average recorded 31.82 mm per year. The GW_Q values experienced relative monthly changes from 2.95% increase during January to -17.62% in August, recording a relative annual average change of -2.37%, with monthly increases from January to March of 11.63% and negative values from June to December for the period analyzed (Table 3.6, Figure 3.7e).

The greatest contribution to WYLD was caused from surface and underground flows. The decreasing trend of GW_Q exceeded the positive effect on the basin WYLD, resulting in a 1.27% decrease in the relative annual average yield during the period studied, with relative monthly variations from 13.46% in March to -12.12% during September. These results lead to a 30.03 mm decrease in the annual average WYLD for the Andalién basin (Table 3.6, Figure 3.7f).

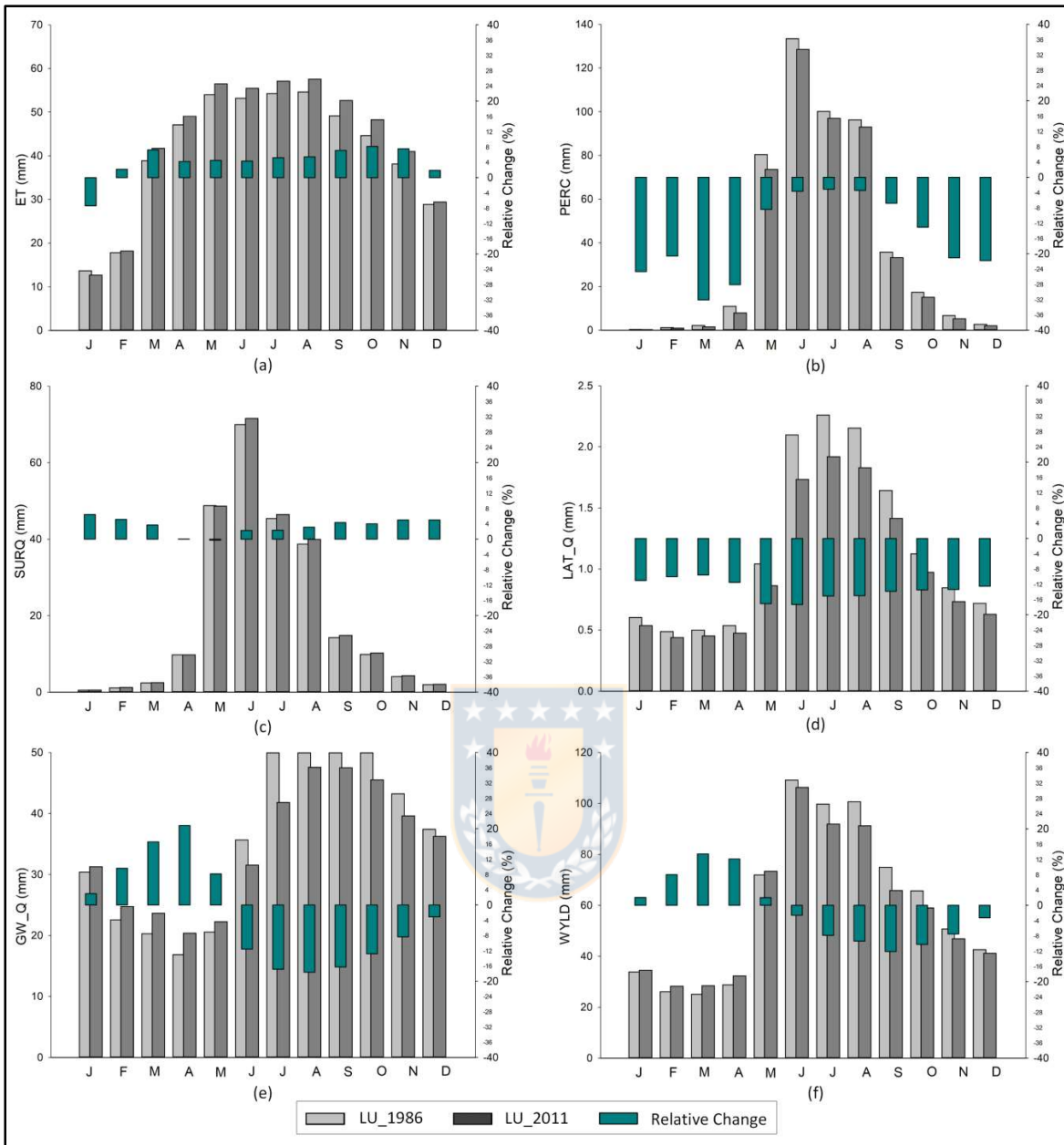


Figure 3.7. Monthly averages and relative changes of (a) ET, (b) PERC, (c) SURQ, (d) LAT_Q, (e) GW_Q and (f) WYLD for scenario (LU_1986) v/s (LU_2011).

4. Discussions

4.1. Hydrological Modeling Response

SWAT is one of the most widely used model when simulating water balance within a basin. [64,65]. However, the software has some limitations related mostly

to the large number of input parameters. Sometimes, several parameters must be obtained or estimated from global databases, equations or other computer softwares [66,67]. In this study, the rain information from CHIRPS was used as climatic database for the model input. This conduced to a satisfactory representation of the total flows behavior in the basin once the model was calibrated for the different land use/coverage scenarios. Obtained results gives validation to CHIRSP global database to be used within the SWAT model for basins located in the south central zone of Chile. However, the results didn't represent properly the extreme rainfall values, overestimating the precipitation in the study area. Such results suggested the use of calibration and validation procedures in the present study. The results agree with Zambrano et al. [55] findings, showing that CHIRPS database overestimate the precipitation in the mountain range of the south central coast of Chile. However, it was also stated that, by performing a good calibration, CHRIPS products can be used with satisfactory results as was verified in the present study.

SWAT has experimented continuous development, in its geospatial structure, in order to represent the physical characteristics of the landscape as realistic as possible [68–71]. The error metrics for calibration and validation periods at the closing point of the Andalién basin, range from “good” to “very good” categories according to Moriasi et al. [62]. Related to the performance qualification of the model, the fact of considering one calibration database and two long validation periods allowed a better simulation of the different hydrological cycle components, on a monthly, seasonal and annual scale for the three land use/cover scenarios.

4.2. Hydrological response and LUCC

The study shows that the LUCC occurred from 1986 to 2011 in Andalién river basin were characterized by a substantial increase in forest cover. Native forests and scrublands were replaced partially by exotic plantations. The remarkable impact of LUCC directly affects the behavior of the hydrological cycle components. In this study, the ET presents the greatest variations with impacts over the basin flow production. According to Moran-Tejeda et al. [72], the ET is the key element in understanding the effect of the change in land use on water production. In this basin, the increase in 25.21 mm per year of ET between LU_1986 and LU_2011, could be caused due to the increase in forest plantations. During 1986, forest plantations occupied 35.22% of the basin area, meanwhile in 2011 the percentage of these exotic plantations was almost doubled, taking the 63.93% of the basin surface. This phenomenon caused an increase in the leaf area favoring the interception of the rain, radiation and the area available for evapotranspiration. Such results agree and complement Neitsch et al. [73] statements, showing that the SWAT model calculates the ET based on the evaporation of water intercepted by the canopy, the maximum plant transpiration rate and the maximum soil evaporation rate.

Olivera-Guerra [74], compared the rates of ET for different land cover showing that the lowest values were estimated for grassland and tickets compared to native forests covers and plantations of species. This fact is reflected in the study area by comparing the forest plantation increase with the reduction in the native forest and scrubland areas between LU_1986 and LU_2011 scenarios. For the LU_1986 scenario, 63.80% of the total area of the basin, was covered by scrublands and

forest plantations meanwhile, for the LU_2011 scenario, 63.93% of the total area was covered solely by forest plantations. The 28.61 % increase in the forest plantation area has caused an annual increase in the ET rates and SURQ of 4.22% and 3.43% respectively. Subsequently, a decrease in PERC (15.57%), LAT_Q (13.32), GW_Q (2.37%) and in the WYLD (1.27%) is produced. In the south center zone of Chile, similar results were reported [75] that agree with the reduction in PERC and a high water consumption due to ET of forest plantations compared to pastures and shrubs.

The trend towards a decrease in total flows due to the increase in forest cover in Chile has been reported for small-scale basins [29,75,76] and meso-scale basins [28,30,77]. Lara et al. [29] conducted a study in experimental basins. They determined higher average annual runoff coefficients in basins covered mainly by native forests if compared with basins dominated by exotic plantations. It was also observed an important reduction of the total flows related to the increase in the exotic plantations area. Besides, Iroumé and Palacios [28], observed significant reductions in the flow rates of large pluvial basins located in the south-central zone of Chile. The increase in the forest area was higher than 16% of the total basin area. Additionally, Alvarez-Garreton et al. [78], demonstrated that annual runoff always decreases with the increase of forest plantation area. However, the magnitude of the changes depends on several factor, including the initial percentage of the land covered within the basin, the land use/cover type replacing, the basin area and its type (dry or wet basins).

The present study agrees with results above described by presenting a significant decrease in annual total flows among the three land use/cover scenarios studied. However, on a monthly scale, a slight increase of the total flows in summer and autumn months was observed with a significant decrease in winter and spring months for the 30 years studied. This result differs from that stated by Lara et al. [29] as they observed a 20.4% of reduction in summer runoff by every 10% of increase in forest plantations for six small watersheds.

On the other hand, Little et al. [30] also noticed that, replacing native forests with fast-growing forest plantations has led to a decrease in summer flows by 42,7% and 31,9% in two meso-scale basins. However, previous researches show comparisons of land use dominated by forest plantations with native forest covered basins. The current study presents a land use/cover dominated by forest plantations in three different scenarios (LU_1986, LU_2001 and LU_2011), where the native forests represent only 18.72%, 11.50% and 5.33% of the total basin area respectively. The baseline scenario, with a 35.22% of the basin area covered by forest plantations and the percentage of the replaced type of use/cover, creates a seasonal scale-up effect on groundwater and the WYLD during the driest months (summer). Not so for the winter season characterized by the highest rainfall, this, and the 28.64% of increase in forest plantations increased the loss rates due to the interception and evapotranspiration, which causes less water storage in the soil.

Benra et al. [79] found that exotic plantation expansion in Chile could have only slight effects on water regulation. However, the water regulation as analyzed by Benra et al. [79] is based on the methodology used by Jullian et al. [80]. Such study analyses the changes in water regulation under different land use scenarios, in the

Panguipulli commune of southern region of Chile. The methodology was based on the Curve Number (CN) method developed by the United States Department of Agriculture [81]. This method estimates the precipitation proportion that will be retained, evapotranspired and the part that will become surface runoff for different soil types. During the validation of the CN values proposed by the United States Department of Agriculture [82], for areas located in the northern hemisphere, several experts from hydrology and edaphology specialties were consulted. It should be noted that USDA [82] does not report CN values for forest plantations. In the present study, the used method was a physically based and spatially semi-distributed hydrological model (SWAT). This method allows to relate climate of the study area (rainfall, temperatures) with its biophysical characteristics (topography, soil and land use), analyzing the different hydrological processes at any point. This methodological approach substantially improves the calculation of the water flows circulating within the basin. Such values are validated with data observed in the available flow stations in the basin.

In effect, Benra et al. [79] recognize that it is possible to improve their analysis, particularly in topics regarding water regulation including more detailed data of complex variables such as ET and crop coefficient. Additionally, they point out that water regulation was the least affected Ecosystem Service because forest expansion was incipient, that mean, of reduced extension. On the other hand, in the study area of the present work, the forest plantations expansion is the main force for land use changes, becoming the dominant use of the basin.

The results of the present investigation could have relevant contribution for environmental governance and planning. According to Jullian et al. [80], planning can be very difficult in these dynamic landscapes, especially when landscape change processes are not regulated. In the case of rural areas in Chile, most of the Policy instruments are indicative and not normative. Therefore, effective planning of plantation expansion, to avoid negative impacts, will most likely require a combination, on the one hand, of market incentives (eg, forest certification) and the appropriate application of compensation for transforming land uses towards exotic monoculture plantations. There is a need to evaluate the commitments associated with the conversion of land uses to forest plantations. On the one hand, the social value of the ecosystem services provided by native forests and other types of land cover that are being replaced should be considered. Besides, private owners involved in the establishment of plantations should be monitored to avoid or reduce negative environmental impacts. This is essential for integrated landscape management.

The present study provides scientific evidences to address future water availability problems as the growing demand for water resources faces future scenarios of temperature increase and precipitation decrease [83–85]. This is particularly important for the south-central zone of Chile, which climate projections in the coming decades (2011 -2030) estimate that temperatures could increase between 0.5 and 1.5°C and rainfall could decrease between 5 and 20% [83].

5. Conclusions

The SWAT model is a powerful tool for predicting the impacts of land use/cover changes on the hydrological response of coastal basins located in the central south zone of Chile, even with little data availability. This semi-distributed hydrological model allows determining the hydrological cycle components' behavior such as ET, PERC, SURQ, LAT_Q, GW_Q and the WYLD.

The total flow of Andalién basin had significant changes for the 30 years period studied (from 1984 to 2013) with 95% reliability on a monthly scale. These results could be explained by the continuing increase in the area occupied by exotic plantations from 35.22%, 49.92% and 63.86% of the total area of the basin in the LU for 1984, 2001 and 2011 respectively. In one hand, the increase of forest plantations area by 28.64%, between LU-1986 and LU_2011 scenarios resulted in an annual increase in ET rates (4.22%) and SURQ (3.43%), subsequently producing a decrease in PERC (15.57%), LAT_Q (13.32%), GW_Q (2.37%) and WYLD (1.27%)

The results of the current study could be used in public policy and decision making discussions involving changes in the land cover, as they provide tools with a scientific basis quantifying the impacts caused over the water resources during the past thirty years mainly as a result of the substitution of native forests by forest plantations. It can also be an important basis for future research including projections of land use change combined with climatic change effects.

References

1. MA *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*; Hassan, R., Scholes, R., Ash, N., Eds.; Island: Washington DC, 2005; ISBN 1-55963-227-5.
2. Song, X.P.; Hansen, M.C.; Stehman, S. V.; Potapov, P. V.; Tyukavina, A.; Vermote, E.F.; Townshend, J.R. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* **2018**, *560*, 639–643.
3. Foley, J.A.; Defries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; et al. Global Consequences of Land Use. *Science (80-.)*. **2005**, *309*, 570–575.
4. Sala, O.E.; Chapin, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; et al. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science (80-.)*. **2000**, *287*, 1770–1774.
5. Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J.; Melillo, J.M. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science (80-.)*. **1997**, *277*, 494–499.
6. Haines-Young, R.; Potschin, M. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4*; 2013;
7. De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* **2002**, *41*, 393–408.

8. Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* **2009**, *68*, 643–653.
9. Haines-Young, R.; Potschin, M.; Kienast, F. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecol. Indic.* **2012**, *21*, 39–53.
10. Chen, L.; Xie, G.; Zhang, C.; Pei, S.; Fan, N.; Ge, L.; Zhang, C. Modelling Ecosystem Water Supply Services across the Lancang River Basin. *Ecology* **2011**, *2*, 322–327.
11. Putuhena, W.M.; Cordery, I. Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to *Pinus radiata*. *Agric. For. Meteorol.* **2000**, *100*, 59–72.
12. Huber, A.; Iroume, A. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *J. Hydrol.* **2001**, *248*, 78–92.
13. Sahin, V.; Hall, M.J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *J. Hydrol.* **1996**, *178*, 293–309.
14. Bronstert, A.; Niehoff, D.; Gerd, B. Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities. *Hydrol. Process.* **2002**, *16*, 509–529.
15. Echeverria, C.; Coomes, D.; Salas, J.; Lara, A.; Newton, A. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biol. Conserv.* **2006**, *130*, 481–494.

16. Aguayo, M.; Pauchard, A.; Azócar, G.; Parra, O. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **2009**, *82*, 361–374.
17. Echeverría, C.; Newton, A.; Nahuelhual, L.; Coomes, D.; Rey-benayas, J.M. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Appl. Geogr.* **2012**, *32*, 822–831.
18. Lara, A.; Solari, M.E.; Prieto, M. del R.; Peña, M.P. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43° 30' s). *Bosque* **2012**, *33*, 13–23.
19. Altamirano, A.; Aplin, P.; Miranda, A.; Cayuela, L.; Algar, A.C.; Field, R. High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Appl. Geogr.* **2013**, *40*, 199–211.
20. Heilmayr, R.; Echeverría, C.; Fuentes, R.; Lambin, E.F. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Appl. Geogr.* **2016**, *75*, 71–82.
21. Nahuelhual, L.; Carmona, A.; Lara, A.; Echeverría, C.; González, M.E. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landsc. Urban Plan.* **2012**, *107*, 12–20.
22. Zamorano-Elgueta, C.; Marfa, J.; Benayas, R.; Cayuela, L.; Hantson, S.; Armenteras, D. Forest Ecology and Management Native forest replacement

- by exotic plantations in southern Chile (1985 – 2011) and partial compensation by natural regeneration. *For. Ecol. Manage.* **2015**, 345, 10–20.
23. Miranda, A.; Altamirano, A.; Cayuela, L.; Lara, A.; González, M. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot revealing the evidence. *Reg. Environ. Chang.* **2016**, 17, 285–297.
24. Miranda, A.; Altamirano, A.; Cayuela, L.; Pincheira, F.; Lara, A. Different times , same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Appl. Geogr.* **2015**, 60, 20–28.
25. Aguayo, M.; Stehr, A. Respuesta hidrológica de una cuenca de meso escala frente a futuros escenarios de expansión forestal. *Rev. Geogr. Norte Gd.* **2016**, 65, 197–214.
26. Altamirano, A.; Lara, A. Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile Deforestation in temperate ecosystems of pre-Andean range of south-central Chile. *Bosque (Valdivia)* **2010**, 31, 53–64.
27. Schulz, J.J.; Cayuela, L.; Echeverria, C.; Salas, J.; Rey Benayas, J.M. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Appl. Geogr.* **2010**, 30, 436–447.
28. Iroumé, A.; Palacios, H. Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean

- climate , Chile. *J. Hydrol.* **2013**, *505*, 113–125.
29. Lara, A.; Little, C.; Urrutia, R.; McPhee, J.; Oyarzún, C.; Soto, D.; Donoso, P.; Nahuelhual, L.; Pino, M.; Arismendi, I. Forest Ecology and Management Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *For. Ecol. Manage.* **2009**, *258*, 415–424.
30. Little, C.; Lara, A.; McPhee, J.; Urrutia, R. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *J. Hydrol.* **2009**, *374*, 162–170.
31. Iroumé, A.; Huber, A.; Schulz, K. Summer flows in experimental catchments with different forest covers, Chile. *J. Hydrol.* **2005**, *300*, 300–313.
32. Shi, Z.H.; Ai, L.; Li, X.; Huang, X.D.; Wu, G.L.; Liao, W. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. *J. Hydrol.* **2013**, *498*, 165–176.
33. Boongaling, C.G.K.; Faustino-Eslava, D. V.; Lansigan, F.P. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. *Land use policy* **2018**, *72*, 116–128.
34. Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Muttiah, R.S.; Williams, J.R. Large area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **1998**, *34*, 73–89.

35. Brzozowski, J.; Miatkowski, Z.; Sliwinski, D.; Smarzyńska, K.; Šmietanka, M. Application of SWAT model to small agricultural catchment in Poland. *J. Water L. Dev.* **2011**, *15*, 157–166.
36. Cibin, R.; Sudheer, K.P. Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. *Hydrol. Process.* **2010**, *24*, 1133–1148.
37. Du, B.; Ji, X.; Harmel, R.D.; Hauck, L.M. Evaluation of a watershed model for estimating daily flow using limited flow measurements. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **2009**, *45*, 475–484.
38. Thampi, S.G.; Raneesh, K.Y.; Surya, T. V Influence of Scale on SWAT Model Calibration for Streamflow in a River Basin in the Humid Tropics. *Water Resour Manag.* **2010**, *24*, 4567–4578.
39. Zhang, X.; Srinivasan, R.; Arnold, J.; Izaurralde, R.C.; Bosch, D. Simultaneous calibration of surface flow and baseflow simulations: a revisit of the SWAT model calibration framework. *Hydrol. Process.* **2011**, *25*, 2313–2320.
40. Wei, X.; Sauvage, S.; Phuong Le Quynh, T.; Ouillon, S.; Orange, D.; Duy Vinh, V.; Sanchez-Perez, J.-M. A Modeling Approach to Diagnose the Impacts of Global Changes on Discharge and Suspended Sediment Concentration within the Red River Basin. *Water* **2019**, *11*, 958.
41. Galván, L.; Olías, M.; Fernández de Villarán, R.; Domingo-Santos, J.M.

- Aplicación del modelo hidrológico SWAT a la cuenca del río Meca (Huelva , España). *Geogaceta* **2007**, 42, 63–66.
42. Peraza-Castro, M.; Ruiz-Romera, E.; Meaurio, M.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.M. Modelling the impact of climate and land cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). *Ecol. Eng.* **2018**, 122, 315–326.
43. Biancamaria, S.; Mballo, M.; Le, P.; Pérez-Sánchez, J.-M.; Espitalier-Noël, G.; Grusson, Y.; Cakir, R.; Hä, V.; Barathieu, F.; Trasmonte, M.; et al. Journal of Hydrology: Regional Studies Total water storage variability from GRACE mission and hydrological models for a 50 , 000 km² temperate watershed : the Garonne River basin (France). **2019**, 24.
44. Stehr, A.; Debels, P.; Romero, F.; Alcayaga, H. Hydrological modelling with SWAT under conditions of limited data availability: Evaluation of results from a Chilean case study. *Hydrol. Sci. J.* **2008**, 53, 588–601.
45. Stehr, A.; Debels, P.; Arumi, J.L.; Alcayaga, H.; Stehr, A.; Debels, P.; Arumi, J.L.; Romero, F.; Alcayaga, H. Combining the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and MODIS imagery to estimate monthly flows in a data-scarce Chilean Andean basin Combining the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and MODIS imagery to estimate monthly flows in a data-scarce Chil. *Hydrol. Sci. J.* **2009**, 6667.
46. Stehr, A.; Aguayo, M.; Link, O.; Parra, O.; Romero, F.; Alcayaga, H. Modelling the hydrologic response of a mesoscale Andean watershed to

- changes in land use patterns for environmental planning. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2010**, *14*, 1963–1977.
47. Omani, N.; Srinivasan, R.; Karthikeyan, R.; Venkata Reddy, K.; Smith, P.K. Impacts of climate change on the glacier melt runoff from five river basins. *Trans. ASABE* **2016**, *59*, 829–848.
48. Omani, N.; Srinivasan, R.; Karthikeyan, R.; Smith, P.K. Hydrological Modeling of Highly Glacierized Basins (Andes, Alps, and Central Asia). **2017**.
49. Servicio Nacional de Geología y Minería Mapa Geológico de Chile escala 1: 1.000.000. 1982.
50. Instituto forestal (INFOR) *Chilean Statistical Yearbook of Forestry 2019*; Statística.; Bulletin N° 168: Santiago, Chile, **2019**;
51. Arnold, J.G.; Moriasi, D.N.; Gassman, P.W.; Abbaspour, K.C.; White, M.J.; Srinivasan, R.; Santhi, C.; Harmel, R.D.; Griensven, A. Van; Van Liew, M.W.; et al. Swat: Model Use, Calibration, and Validation. *Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* **2012**, *55*, 1491–1508.
52. Zhang, Z. Nonpoint Source and Water Quality Modeling. In *Handbook of Engineering Hydrology: Environmental Hydrology and Water Management*; Eslamian, S., Ed.; New York, **2014**; pp. 261–298 ISBN 9781466552500.
53. CIREN *Estudio Agrológico VIII Región. Descripciones de suelos: Materiales y símbolos. (Pub. CIREN N°121)*; Santiago de Chile, **1999**; ISBN 956-7153-

36-1.

54. Funk, C.; Peterson, P.; Landsfeld, M.; Pedreros, D.; Verdin, J.; Shukla, S.; Husak, G.; Rowland, J.; Harrison, L.; Hoell, A.; et al. The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Sci. Data* **2015**, *2*, 1–21.
55. Zambrano, F.; Wardlow, B.; Tadesse, T.; Lillo-saavedra, M.; Lagos, O. Evaluating satellite-derived long-term historical precipitation datasets for drought monitoring in Chile. *Atmos. Res.* **2016**, *186*, 26–42.
56. Abbaspour, K.C.; Yang, J.; Maximov, I.; Siber, R.; Bogner, K.; Mieleitner, J.; Zobrist, J. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *J. Hydrol.* **2007**, *333*, 413–430.
57. Khalid, K.; Ali, M.F.; Rahman, N.F.A.; Mispan, M.R.; Haron, S.H.; Othman, Z.; Bachok, M.F. Sensitivity Analysis in Watershed Model Using SUFI-2 Algorithm. *Procedia Eng.* **2016**, *162*, 441–447.
58. Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Srinivasan, R.; Williams, J.R.; Haney, E.B.; Neitsch, S.L. SWAT 2012 Input/Output Documentation **2012**, 30.
59. Guse, B.; Reusser, D.E.; Fohrer, N. How to improve the representation of hydrological processes in SWAT for a lowland catchment - temporal analysis of parameter sensitivity and model performance. *Hydrol. Process.* **2014**, *28*, 2651–2670.
60. Abbaspour, K.C.; Rouholahnejad, E.; Vaghefi, S.; Srinivasan, R.; Yang, H.;

- Kløve, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *J. Hydrol.* **2015**, *524*, 733–752.
61. Rykiel, E.J. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecol. Modell.* **1996**, *90*, 229–244.
62. Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Trans. ASABE* **2007**, *50*, 885–900.
63. Le, T.P.Q.; Seidler, C.; Kändler, M.; Tran, T.B.N. Proposed methods for potential evapotranspiration calculation of the Red River basin (North Vietnam). *Hydrol. Process.* **2012**, *26*, 2782–2790.
64. Tuppad, P.; Mankin, K.R.D.; Lee, T.; Srinivasan, R.; Arnold, J.G. (swat) h. **2011**, *54*, 1677–1684.
65. Thai, T.H.; Thao, N.P.; Dieu, B.T. Assessment and Simulation of Impacts of Climate Change on Erosion and Water Flow by Using the Soil and Water Assessment Tool and GIS: Case Study in Upper Cau River basin in Vietnam. *Vietnam J. Earth Sci.* **2017**, *39*, 376–392.
66. Nyeko, M. Hydrologic Modelling of Data Scarce Basin with SWAT Model: Capabilities and Limitations. *Water Resour Manag.* **2014**, *29*, 81–94.
67. Saxton, K.E.; Rawls, W.J. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2006**,

1578, 1569–1578.

68. Bosch, D.D.; Arnold, J.G.; Volk, M.; Allen, P.M. Simulation of a Low-Gradient Coastal Plain Watershed Using the SWAT Landscape Model. *Trans. ASABE* **2010**, *53*, 1445–1456.
69. Bonumá, N.B.; Rossi, C.G.; Arnold, J.G.; Reichert, J.M.; Minella, J.P.; Allen, P.M.; Volk, M. Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified SWAT Model. *J. Environ. Qual.* **2014**, *43*, 55–66.
70. Rathjens, H.; Oppelt, N.; Bosch, D.D.; Arnold, J.G.; Volk, M. Development of a grid-based version of the SWAT landscape model. *Hydrol. Process.* **2015**, *914*, 900–914.
71. Sun, X.; Garneau, C.; Volk, M.; Arnold, J.G.; Srinivasan, R.; Sauvage, S.; Sánchez-Pérez, J.M. Improved simulation of river water and groundwater exchange in an alluvial plain using the SWAT model. *Hydrol. Process.* **2015**, *30*, 187–202.
72. Morán-Tejeda, E.; Zabalza, J.; Rahman, K.; Gago-Silva, A.; López-Moreno, J.I.; Vicente-Serrano, S.; Beniston, M. Hydrological impacts of climate and land-use changes in a mountain watershed: uncertainty estimation based on model comparison. *Ecohydrology* **2014**, *8*, 1396–1416.
73. Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation. Version 2005*; **2005**.
74. Olivera-Guerra, L.; Mattar, C.; Galleguillos, M. Estimation of real

evapotranspiration and its variation in Mediterranean landscapes of central-southern Chile. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2014**, *28*, 160–169.

75. Huber, A.; Iroumé, A.; Bathurst, J. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrol. Process.* **2008**, *22*, 142–148.
76. Otero, L.; Contreras, A.; Barrales, L. Análisis de los efectos ambientales del reemplazo de bosque nativo por plantaciones (efectos sobre cuatro microcuencas en la provincia de Valdivia). *Cienc. e Investig. For.* **1994**, *8*, 253–276.
77. Jones, J.; Almeida, A.; Cisneros, F.; Iroumé, A.; Jobbágy, E.; Lara, A.; Lima, W. de P.; Little, C.; Llerena, C.; Silveira, L.; et al. Forests and water in South America. *Hydrol. Process.* **2017**, *31*, 972–980.
78. Alvarez-Garreton, C.; Lara, A.; Boisier, J.P.; Galleguillos, M. The impacts of native forests and forest plantations on water supply in Chile. *Forests* **2019**, *10*, 1–18.
79. Benra, F.; Nahuelhual, L.; Gaglio, M.; Gissi, E.; Aguayo, M.; Jullian, C.; Bonn, A. Ecosystem services tradeoffs arising from non-native tree plantation expansion in southern Chile. *Landsc. Urban Plan.* **2019**, *190*, 103589.
80. Jullian, C.; Nahuelhual, L.; Mazzorana, B.; Aguayo, M. Assessment of the ecosystem service of water regulation under scenarios of conservation of native vegetation and expansion of forest plantations in south-central Chile.

Bosque **2018**, 39, 277–289.

81. Ahmad, I.; Verma, V.; Verma, M.K. Application of Curve Number Method for Estimation of Runoff Potential in GIS Environment. In Proceedings of the 2nd International Conference on Geological and Civil Engineering; IACSIT Press, Ed.; IPCBEE: Singapore, 2015; Vol. 80.
82. United States Department of Agriculture (USDA) Runoff curve number computations. *Hydrol. Train. Ser.* 1989.
83. CONAMA-DGF *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*; 2006;
84. Fuenzalida, H.; Aceituno, P.; Falvey, M.; Garreaud, R.; Rojas, M.; Sanchez, R. *Study on climate variability for Chile during the 21st century.*; Santiago de Chile, **2007**;
85. Falvey, M.; Garreaud, D. Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979 – 2006). *J. Geophys. Res.* **2009**, 114, 1–16.



© 2019 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

CAPÍTULO IV: ESTIMACIÓN DE LOS IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL BALANCE HIDROLÓGICO. CASOS DE ESTUDIO: CUENCAS QUINO Y MUCO.

En este capítulo se presentan los resultados de un artículo científico publicado por la revista WATER de la casa editora MDPI indexada a la red Web of Sciences. Este estudio se encuentra enmarcado en las cuencas de los ríos Quino y Muco de la zona centro sur de Chile donde se realiza una estimación de los efectos que pudiera causar el cambio climático sobre el recurso hídrico, desde el punto de vista de los componentes del ciclo hidrológico y en diferentes escenarios de climas futuros. Para ello se muestran los resultados de modelaciones hidrológicas considerando diferentes escenarios climáticos, teniendo en cuenta un período histórico comprendido por datos climáticos observados en los últimos 30 años y períodos futuros proyectados de acuerdo al escenario climático RCP 8.5. Una vez calibrado y validado el modelo hidrológico SWAT se estima el comportamiento de los componentes del ciclo hidrológico para estos escenarios. Posteriormente se discuten los resultados, se analizan sus implicancias para el recurso hídrico en la región y se compara con los resultados de otras investigaciones.

(Article)

IV.1. Paper- II. Estimation of the Climate Change Impact on the Hydrological Balance in Basins of South Central Chile.

Rebeca Martínez-Retureta^{1,2*}, Mauricio Aguayo^{1, 2*}, Norberto J Abreu^{4,5*}, Alejandra Stehr^{1,3}, Jongel Durán-Llacer^{1,2}, Lien Rodríguez-López¹, Sabine Sauvage⁶ and José-Miguel Sánchez-Pérez⁶

¹ Environmental Sciences Center EULA-Chile, University of Concepción, 4070386 Concepcion, Chile; rebecmartinez@udec.cl

² Faculty of Environmental Science, Territorial Planning Department, University of Concepción, 4070386 Concepcion, Chile; maaguayo@udec.cl

³ Faculty of Environmental Science, Environmental Engineering Department, University of Concepción, 4070386 Concepcion, Chile; astehr@udec.cl

⁴ Center of Waste Management and Bioenergy, Scientific and Technological Bioresources Nucleus, Universidad de la Frontera, Casilla 54-D, 4780000 Temuco, Chile; norberto.abreu@ufrontera.cl

⁵ Department of Chemical Engineering, Universidad de la Frontera, Casilla 54-D, 4780000 Temuco, Chile;

⁶ Laboratoire Ecologie fonctionnelle et Environnement, Université de Toulouse, CNRS, INPT, UPS, 31326 Auzeville-Tolosane, France; jose-miguel.sanchez-perez@univ-tlse3.fr; sabine.sauvage@univ-tlse3.fr

* Correspondence: rebecmartinez@udec.cl; (R.M-R.); maaguayo@udec.cl(M.A.); norberto.abreu@ufrontera.cl(N.J.A)

Received: February 3rd 2021; accepted: March 5th 2021; Published: March 14th 2021
***Water* 2021, 13, 794; doi:10.3390/w13060794**

Abstract: In this study, the SWAT hydrological model is implemented to determine the effect of climate change on various hydrological components in two basins located in the foothill of the Andes: Quino and Muco rivers basins. The water cycle is analyzed by comparing the model results to the climatic data observed in the past (1982-2016) to understand its trend behaviors. Then, the variations and geographical distribution of the components of the hydrological cycle were analyzed using the RCP 8.5 climate scenario to model two periods considering the Immediate Future (2020-2049) and Intermediate Future (2050-2079). In this way, in the study area, it is predicted that yearly average temperatures will increase up to 1.7 ° C and that annual average precipitation will decrease up to 210 mm for the Intermediate Future. Obtained results show that the analyzed parameters presented the same trend behavior for both periods of time; however, a greater impact can be expected on the Intermediate Future. Besides, according to its

spatial distribution, the impact worsens for all the parameters as the elevation increases in both basins. The model depicted that, yearly average evapotranspiration would increase around 5.26% and 5.81% for Quino and Muco basins due to the large increase in temperature, causing, when combined with the precipitation lessening, a decrease around 9.52% and 9.73% of percolation, 2.38% and 1.76% of surface flow, 7.44% and 8.14% of groundwater for Quino and Muco basins respectively with a consequent decrease of the water yield in 5.25% and 4.98% in the aforementioned watersheds.

Keywords: Climate change, SWAT model, RCP 8.5, water cycle components

1. Introduction

Climate change and anthropic alterations effect on the hydrological cycle has achieved considerable interest in the scientific community nowadays. Several impacts of climate change could be predicted through the variation in the hydrological cycle [1,2]. Strong evidences relating that climate change is altering hydrological cycles at the regional and global levels have been exposed [3,4], indicating consistent predicted effects: changes in precipitation patterns, increased intensity of extreme weather events, glaciers retreat and its consequent alteration in the river discharge regimes [4].

The temperature increase and rainfall fluctuations predicted could have an effect on the evaporation from the soil and the plants transpiration, contributing to the emission of water vapor into the atmosphere. This increase in water vapor could change the frequency and distribution of rainfall, thus affecting the surface runoff and groundwater recharge regimes in the future [5,6]. Such changes, could also increase the vulnerability of water systems, known as their susceptibility to the

damage or lack of adaptation capacity [4]. Therefore, the understanding of present and projected global climatic conditions becomes relevant in the determination of vulnerabilities and the development of adaptation strategies to climate change.

In order to assess climate evolution, under different anthropogenic forcing factors, such as greenhouse gas emissions, the General Circulation Models (GCM) are the most reliable tools providing estimations of possible future climates based on socio-economic and demographic factors according to different emission scenarios. GCM often apply representative concentration pathways (RCP) for future climate models. Such RCPs are derived from an innovative multidisciplinary collaboration among integrated assessment modelers, terrestrial ecosystem and climate modelers, and emissions inventory experts [7] among others.

As established by the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) [8], mountain areas are highly vulnerable to climate change, complying with seven of the nine vulnerability criteria. In this context, Andean mountain and particularly Chile is a most diverse country from the orographic and physical points of view. Its latitude, altitude, the influence of the Pacific Ocean and its continentality are some the main climatic drivers of the region. Additionally, it is affected by factors such as the influence of the Amazon in the north, the westerly winds in the south and the Humboldt current system driven by the South Pacific Subtropical High [9–11].

Climate variability studies performed in Chile for the XXI century by CONAMA-DGF, [12] depict that, for the south-central zone of Chile, the rainfall regime experimented a decreasing trend since the mid-1970s. The report also indicates

the decrease in rainfall as well as an increase in temperatures in most of the territory during the coming years.

Moreover, studies performed in 2011 by the Geophysics Department of the University of Chile [13], highlight a behavior in the central-south zone, characterized by a sustained trend for several decades. On one hand, the annual average temperature for different sets of stations in the ocean and along the coast have decreased by -0.15 ° C per decade; meanwhile, the central valley stations unveil a temperature increase in the mountain range about 0.25 °C per decade [13]. On the other hand, in the south-central region of Chile, long-term climatic studies indicate a decrease in precipitation along with higher temperatures, greater climatic variability and hydrological drought [14–17].

Recent studies [18–20] have implemented physically-based distributed hydrological models driven by GCMs to understand the impact of climate change on the hydrological process at the basin scale. The Soil Water Assessment Tool (SWAT) is a hydrological modeling tool used to simulate and predict hydrological processes. Nowadays, this model has been widely used by the international scientific community [21]. SWAT allows incorporating the effect of climate change into the simulation [22,23].

It has been stated that water resources at the pre-cordilleran basins of south-central Chile could be significantly affected during the next century due to global climate change [24]. This study focuses on understanding the impacts of climate change on the components of the hydrological cycle in basins of south central Chile. In this way, useful information is provided for the design of basin

management strategies and regional adaptation policies that could contribute in the mitigation of the climate change effect on water resources. Quino and Muco basins were selected considering hydro-meteorological data availability of, at least, 35 years time series. Such basins underwent important climatic variations during the last decades.

The study objectives consider in a first instance to analyze the annual variation of the hydro-meteorological components in the last 35 years. Furthermore, the prediction of the response of the hydrological cycle according to the immediate future (2020-2049) and intermediate future (2050-2079) climate scenarios is assessed.

2. Materials and Methods

2.1. Study Areas

Quino and Muco basins are located in the Araucanía Region, in the South-Central zone of Chile ($38^{\circ} 10'00''$ S and $38^{\circ} 40'00''$ S) (Figure 4.1). This zone supports an important industrial development strongly related to forestry and agricultural production, linked also to hydroelectric generation. It is located on the border of two significant eco-regions for world conservation, the Mediterranean Scrub and the temperate rainforest, within the biodiversity hotspot called Valdivian Rainforest [25].

Selected pre-cordilleran hydrographic systems, Quino and Muco basins, have 299 and 651 km² of area and elevations ranging from 305 to 1724 mamsl and from 189 to 1469 mamsl respectively. The basins are located in a transition area between Mediterranean dominance and temperate humid conditions [26]. Annual

average precipitations in the basins vary between 1253 mm and 2693 mm and annual average temperatures between 10 ° C and 12 ° C.

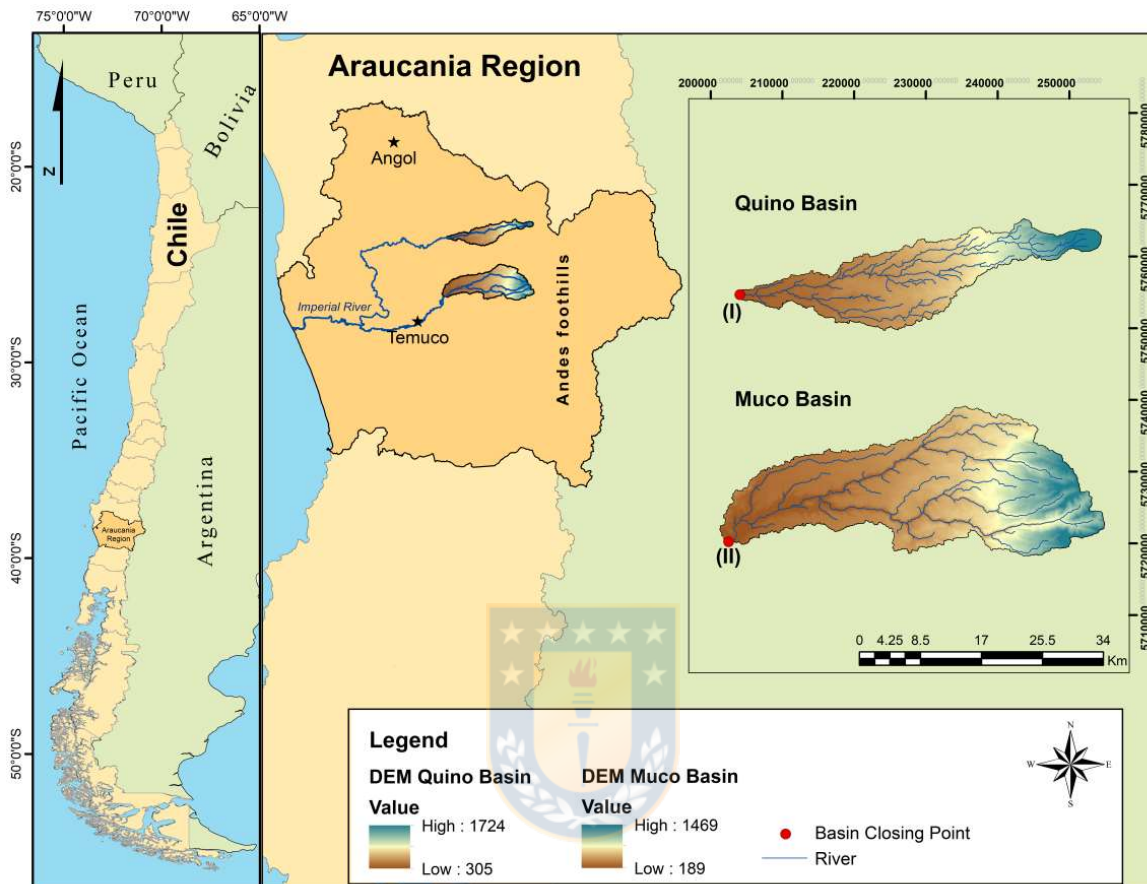


Figure 4.1. Geographical location map of Quino and Muco basins. Gaugin Stations: (I) Rio Quino en Longitudinal and (II) Rio Muco en Puente Muco.

2.2. *Hidrological Modelling*

2.2.1. *Model Description*

SWAT allows simulating several physical processes concerning the hydrological cycle at different time scales. The model presents three different ways to discretize the basin: grids, slopes and sub-basins schemes [27]. In this work, the monthly time scale and the sub-basin scheme derived from the Digital Elevation Model (DEM) were approached. Thereby, sub-basin configuration considers the preservation of the channels and the natural flow path within the model. Foremost, the waterways were defined, opting to create them from the minimum area threshold automatically established by SWAT, achieving an accurate representation of the channels.

Besides, hydrologic response units (HRUs) discretization method was also applied in order to improve the simulation accuracy. HRUs were obtained by integrating the soil type, land use and slope. This method allows reflecting more accurately the spatial variability of the process through which rain transforms into runoff, as well as the routing of the water in each HRU [28].

Additionally, daily climatic information on precipitation and maximum and minimum temperatures was incorporated to calculate the main processes of the hydrological cycle, using the Hargreaves method [29] to determine the potential evapotranspiration

2.2.2. Databases

The input data for SWAT hydrological model was obtained using the Geographic Information System ArcGIS 10.4. Besides, the DEM was developed using Alos-1 Palsar sensor images with a spatial resolution of 12.5 meters (<https://vertex.daac.asf.alaska.edu/>). Soil type information was obtained from the Agrological studies of the IX Region performed by the Natural Resources Information Center (CIREN) in 2002 for the Araucanía region [30]. The aforementioned study provides information about the soil types present on the study area and their associated physical-chemical properties. This information was included in the database used in the SWAT model for the hydrological simulations [28]. Land use and coverage data for Muco and Quino basins for 2011 was acquired from satellite image processing carried out by Heilmayr et al. [31].

On the one hand, meteorological data used to analyze the climatic variability in the past was extracted from the gridded product CR2MET developed by the Center for Climate and Resilience Research (CR)² (<http://www.cr2.cl/>) [32]. This product is based on actual observations and atmospheric reanalysis on a 0.05° latitude-longitude grid (~5km spatial resolution) for the continental Chilean territory. In this study, daily meteorological information (precipitation and extreme temperatures) was used for 35 years time period (1982-2016).

On the other hand, future climate information was obtained from the (CR)² climate data generator [33] at a spatial resolution of 10 km (<http://www.cr2.cl/>). The GCMs from the Fifth Phase of the Coupled Model Intercomparison Project (CMIP5) report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), was evaluated

and categorized according to several performance indices to find the global models representing correctly the climate in the southeastern Pacific region [33]. Based on this analysis, and considering the data availability, the global model MPI-ESM-MR was used together with the Regional Climate Model System version 4 (RegCM4). In this way, an historical data from 1976 to 2005 and a period of climate simulations from 2007 to 2100 were used. It's important to stand out that the database used in this work as supplied by CR2 is the only available climatic product for the study area and that up to the date there are two simulated scenarios: RCP2.6 and RCP8.5. In the case of RCP 2.6 scenario could only be possible if greenhouse gas emissions become extremely controlled [4]. Even while the climate system is in a constant change state, achieving RCP2.6 would certainly present the smallest impacts to natural ecosystems and human activities [11]. To reach such radiation levels, greenhouse gas emissions should be significantly reduced [34]. Moreover, the other scenarios consider the increase of greenhouse gas emissions and radiative forcing in different tendencies, been RCP 8.5 the most critical scenario [11]. According to the aforementioned reasons, RCP8.5 climate scenario from the local product RegCM4-MPI-ESM-MR was used in this work [33].

Worth noting that, the available data from CR2MET database for past climate and data from RegCM4-MPI-ESM-MR used for future climate, were extracted at the same geographical points (latitude-longitude) (Figure 4.2d). Point's extraction was carried out to avoid possible biases induced by changes in the spatial positioning of the meteorological data provided to the SWAT model between calibration and projection. The observational data from CR2MET and the historical data of RegCM4-MPI-ESM-MR climate product have been validated by (CR)² in its

report: “Regional Climate Simulations” [33]. Validation procedure was performed to evaluate the capacity of the RegCM4 to simulate the current climate. According to their report [33], excellent results were obtained in the model behavior for simulating precipitation and extreme temperatures in the south central zone of Chile.

Additionally, observed flow data were obtained from (CR)² at the closure point of both basins, corresponding to the fluviometric stations Rio Quino en Longitudinal and Rio Muco en Puente Muco(Figure 4.2d). In order to select the gauging points, a consistency analysis was performed. For this purpose, the quality, coherence and the time extension of the databases were evaluated using the fluviometric data from CR2 [33]. Both hydrometric stations have a 95% of the information related to daily average flow. For Quino basin, there was obtained information from 1980-2012 and, in the case of Muco basin from 1980-2016.

Information of the cover/use, soil types, slope, points of climatic data and flows for Quino and Muco basin are represented in Figure 4.2.

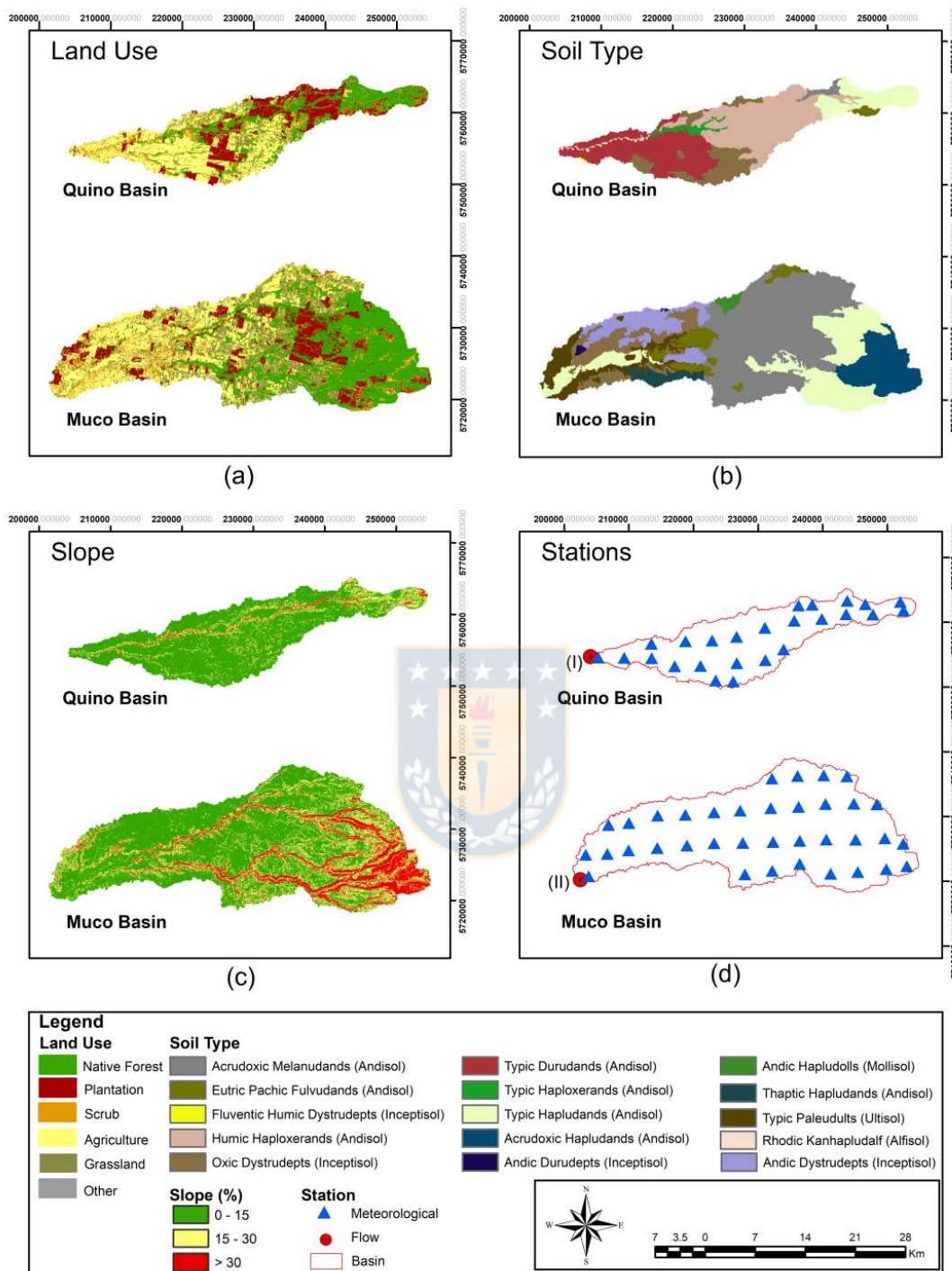


Figure 4.2. Data used in SWAT to delimit the sub-basins, micro-basins and Hydrological Response Units (HRU). a) Land Use, b) Soil Type, c) Slope and d) Location of climatic information and fluviometric stations: (I) Rio Quino en Longitudinal and (II) Rio Muco en Puente Muco.

2.2.3. Calibration, Sensitivity and Uncertainty Analysis

Calibration, sensitivity and uncertainty analysis were performed by using the SUFI-2 algorithm (Sequential Uncertainty Fitting Version 2) [35,36] included in SWAT-CUP (SWAT Calibration, Uncertainty Procedures) [37]. This is a semi-automated reverse modeling procedure that combines and optimizes the modeling parameters for an accurate result [35].

Abbaspour et al. [35] have suggested that the sensitivity analysis can be determined through the Latin Hypercube SUFI-2 sampling, performing “n” parameter combinations. In the present investigation, the number of combinations was set at 500 simulations. To start evaluating the simulations, SUFI-2 determines the relative significance of each parameter (t test), as a measure of their sensitivity [35]. In this study, the global sensitivity method of the SUFI-2 algorithm was implemented.

Calibration and sensitivity analysis were initiated using 24 parameters where 9 of them were selected according to the highest sensitivity to perform the calibration (Table 1). The definition of the parameters to be calibrated and their ranges were performed considering studies from several reports [28,37].

In a first instance, the calibration was performed on a monthly scale considering the measured flows at the closing point of Quino and Muco river basin corresponding to the fluviometric stations "Rio Quino en Longitudinal" and "Rio Muco in Puente Muco" respectively using the land cover/use corresponding to 1986. The model was run considering three warm-up years (1979-1981) for the calibration period from 1982 to 1992. Validation for both basins was determined

applying same adjusted values used in the calibration but considering a different set of observed data corresponding to 2011, in order to ensure that the model has a satisfactory precision range within its applicability domain.

Then, the validation procedure for Quino basin was conducted using a fluviometric data set from 2000 to 2013; besides, data set from 2006 to 2016 was used for Muco basin model validation. Modeled flow representation after calibration and validation procedures, was evaluated using statistic test such as the Efficiency Nash Sutcliffe (NSE) index, percentage bias (PBIAS) and determination coefficient (R²) according to Moriasi et al.[38], criteria.

Finally, after calibrated and validated with CR2MET data, the model was executed again, with information from the climatic model RegCM4-MPI-ESM-MR in the historical period (1976-2005) and 2 runs with projected climatic data from 2020-2049 and 2050-2079.



2.2.4. Parametrization

The parameterization was carried out to apply the adjustments suggested in the calibration procedure for the study basins. The global modification terms relative (r) and replace (v), were considered based on soil type, use and cover, location, slope, sub-basin number, soil layer, combinations of related parameters and others as suggested elsewhere [21,39]. Table 1 shows the global modification terms applied to the most sensitive parameters for Quino and Muco basins parameterization.

Table 4.1. Sensitive parameters in surface flow calculations, calibrated values.

Parameter	Parameter description	Calibration values		
		Adjusted value	Minimum value	Maximum value
v_GW_DELAY.gw	Groundwater delay (days)	7.4	0	132
v_GWQMN.gw	Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur (mm)	2890	2395	4792
v_GW_REVAP.gw	Groundwater "revap" coefficient	0.05	0.03	0.1
r_SLSUBBSN.hru	Average slope length (m).	21.3	10	62
v_CH_K2.rte	Effective hydraulic conductivity in main channel alluvium.	15.36	10	50
v_CH_N2.rte	Manning's "n" value for the main channel	0.01	-0.01	0.1
v_CH_K1.sub	Effective hydraulic conductivity in tributary channel alluvium	49.5	0	153
r_SOL_AWC.sol	Available water capacity of the soil layer	1.2	0.05	1.25
r_CN2.mgt	Fraction of transmission losses from main channel that enter deep aquifer.	1.1	0.1	1.2

2.3. Climatic Variability Analysis

Climatic variability analysis was conducted once the hydrological model was calibrated and validated for both basins also with the CR2MET product. In this way, meteorological elements and hydrological components such as precipitation, temperature, ET (evapotranspiration), PERC (percolation), SURQ (surface runoff), GW-Q (underground flow) and WYLD (discharge) were analyzed. Mann-Kendall (MK) test [40,41] was applied in order to determine the parameters trend in the last 35 years for Quino and Muco basins.

The MK test is a non-parametric method [42] widely used in several hydroclimatic studies [43–46]. The advantage of the MK test lies in the fact that trend analysis is almost not influenced by a small number of outliers for sequence analysis. In this study, the significance level of the test was set as 0.05.

The magnitude of predicted changes in the trend of the meteorological variables was estimated using the Sen' slope method [47,48]. In this technique, the gradient was calculated as a change in the measurements, correlated to time change units. The Theil-Sen estimator provides additional trend information on the variation intensity [47,49].

2.4. Climatic Change Analysis

In order to perform climatic studies, the SWAT model allows incorporating weather anomalies to simulate climate change as well as the prediction of future weather patterns [27,50], in this way the modifications of the water balance components can be calculated.

The basins' hydrological response is simulated using the local climate model RegCM4- MPI-ESM-MR [33]. The future climate projection RCP 8.5 was selected to consider the most critical scenario in CMIP5.

Yearly averages of the water cycle parameters (ET, PERC, SURQ, GW_Q and WYLD) were obtained considering periods of thirty years. In such analysis, the "historical period" (1976-2005) from the climate model was set as baseline meanwhile the period from 2020-2049 was considered "immediate future" and 2050-2079 as "intermediate future".

Both future scenarios were compared to baseline using equations No 1 and No 2 respectively at a sub-basin scale. In this way, future changes in the absolute values of the hydrological parameters predicted could be spatially analyzed improving the comprehension of the water cycle within the basin for the next decades under extreme climate scenarios.

$$\Delta_{\text{IMMEDIATE FUTURE}} = \text{Volume}_{1976-2005} - \text{Volume}_{2020-2049} \quad (1)$$

$$\Delta_{\text{INTERMEDIATE FUTURE}} = \text{Volume}_{1976-2005} - \text{Volume}_{2050-2079} \quad (2)$$

Future relative changes at a basin scale were also reported in this study. For such analysis projected scenarios were compared to historical period according to equations No 3 and No 4.

$$\% \Delta_{\text{IMMEDIATE FUTURE}} = 100 * (\text{Volume}_{1976-2005} - \text{Volume}_{2020-2049}) / (\text{Volume}_{1976-2005}) \quad (3)$$

$$\% \Delta_{\text{INTERMEDIATE FUTURE}} = 100 * (\text{Volume}_{1976-2005} - \text{Volume}_{2050-2079}) / (\text{Volume}_{1976-2005}) \quad (4)$$

The analysis was carried out on an annual scale comparing projected scenarios to historical period in order to quantify the expected impact for the next decades in Quino and Muco basins. Additionally, a Student's t test for related samples was performed to determine the existence of significant differences for the projected climatic data and the projected hydrological cycle components.

In order to determine the existence of significative differences for every component of the water cycle among simulation results for the historical, immediate and intermediate periods, a t-student statistic test for paired samples was applied. The test was performed once checked that every sample could be properly fitted to a normal distribution via the Kolmogorov-Smirnov test. Additionally, in order to comply the test requirements, all the simulations were performed under similar conditions but changing the climatic scenarios. In this way, the impact of climatic change over the water cycle components distribution was unveiled. This analysis was conducted on an annual scale, at the subbasin level, for 30 years periods with a 95% significance level.

3. Results

3.1. Model Calibration and Validation

According to the hydrological network, Quino and Muco basins were divided into 99 and 91 sub-basins with average surfaces of 3.02 km² and 7.16 km² respectively. In this way, the surface range of the sub-basins oscillates between 0.006km² and 14.33km² in Quino and between 0.01km² and 45.93km² in Muco basin. SWAT model was run to obtain the water discharge in all the sub-basins for both watersheds.

The model performance was calculated in the lowest basins' points corresponding to the fluviometric stations Rio Quino en Longitudinal and Rio Muco en Puente Muco (Figure 4.2). In Quino basin, the determination coefficient and the Nash-Sutcliffe efficiency parameter presented performance classification of "very good", showing R² values of 0.88 and 0.89 and NSE 0.84 and 0.79 in the calibration and validation of respectively on a monthly scale. For its part, the percentage of bias in the calibration maintained a "very good" index (-3.11%), not so the statistician obtained in the validation (-20.68) classified as satisfactory by Moriasi et al. [38] (Figure 4.3 a). On the other hand, in Muco basin, statistics obtained showed "very good" classification for R² (0.88 and 0.92) and NSE (0.88 and 0.89) in the calibration and validation process respectively. The PBIAS showed a "very good" performance in the calibration phase (5.92%) and good in the validation phase (-11.85%) (Figure 4.3 b).

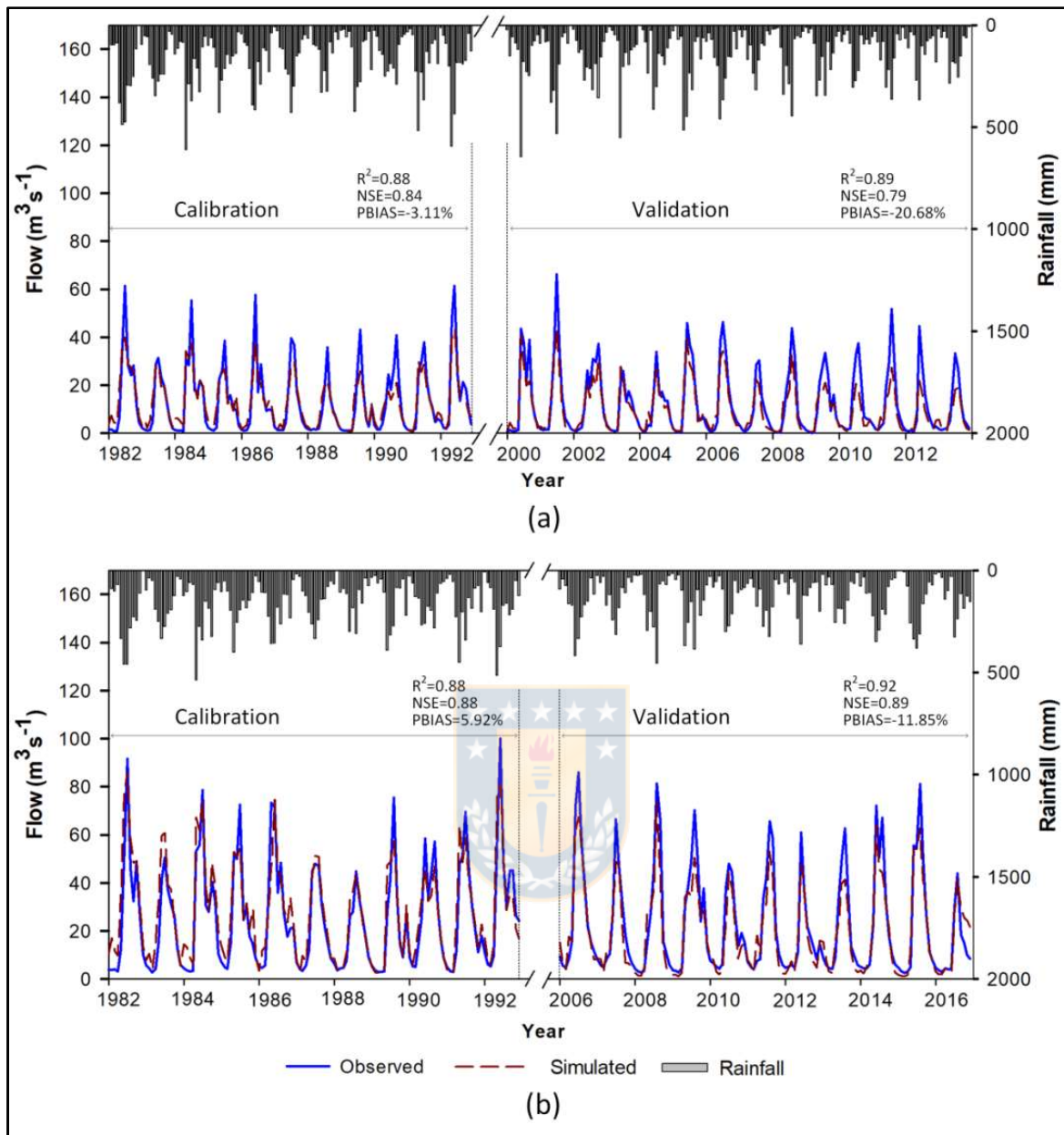


Figure 4.3. Calibration and validation of the total monthly flow for (a) Quino basin and (b) Muco basin.

Figure 4.3 depicts the performance of the discharge simulations during the calibration and validation periods for both basins. Performance values recorded "very good" to "satisfactory" grades, according to the classification proposed by Moriasi, et al. [38] considering monthly scale verification.

3.2. Annual Variation of the Hidrometeorological Components in the Last 35 Years.

According to results reported on figure 4.4, the yearly variation trend of the hydrological components is directly related to the meteorological parameters (Figure 4.4). In order to evaluate such changes in the climate and hydrology of the study basins, 35 years data within the period from 1982 to 2016 was analyzed. The average annual temperature for the period was 10.7 ° C and 11.1 ° C for Quino and Muco basin respectively (Figure 4.4a, h), while the Mann-Kendall test showed a significant increasing trend, with p-value of 0.04 and 0.02 respectively.

Besides, the precipitation in the study basins presented a significant decreasing trend during the period, with p-value of 0.002 (Quino) and 0.005 (Muco) (Figure 4.4b, i). The mean annual precipitation values of the period for Quino basin was 1811 mm, while for Muco basin it was 1781 mm. Such decreasing trend in precipitation, in addition to the temperature increase during these years, could caused a decrease in hydrological components such as ET, PERC, SURQ, GW_Q and WYLD as shown in the model results.

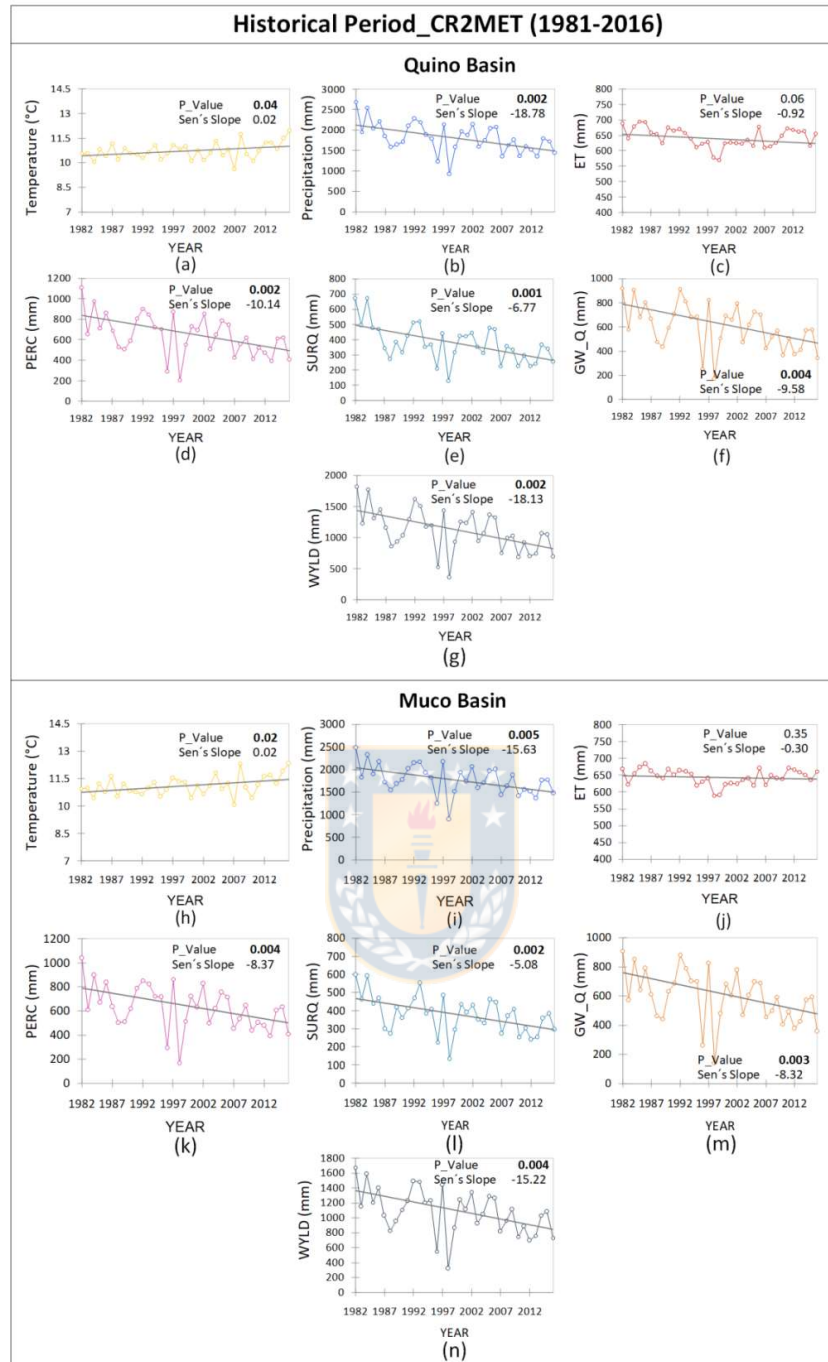


Figure 4.4. Annual variability analysis for meteorological factors and hydrological components from 1976- 2016 in Quino (left) and Muco (right) basins. Mann-Kendall test (MK) (significance level 0.05) and Sen's Slope ($\beta > 0$ increasing trend and $\beta < 0$ decreasing trend). Temperature, precipitation, evapotranspiration (ET), percolation (PERC), surface flow (SURQ), groundwater (GW_Q) and water yield (WYLD).

Additionally, during the 35-year period, the evapotranspiration presented an annual average of 643 mm for Quino and values around 646 mm for Muco basin (Figure 4.4c, j). This parameter doesn't show a significant trend in its behavior; however, the remaining hydrological components presented significant trends according to the Mann-Kendall test. Yearly mean values obtained for PERC, SURQ, GW_Q and WYLD were 644, 377, 599 and 1111 mm respectively for Quino basin (Figure 4.4d, e, f, g). Meanwhile, for Muco basin the annual averages for the period were 626 mm (PERC), 378 mm (SURQ), 590 mm (GW_Q), 1081 mm (WYLD) (Figure 4.4, k, l, m, n), showing similar behavior in both basins.

3.3. Climate Change Effect on the Hydrological Cycle Components

3.3.1. Input parameters: Temperature and precipitation

Figure 4.5 depicts expected changes in temperatures and rainfall for Quino and Muco basin as calculated by using the local climate model RegCM4-MPI-ESM-MR, under the climate scenario RCP8.5. Considerable differences can be observed between the immediate and intermediate future periods. In this way, according to the Student's t test, temperature increases significantly for both basins for each of the projected climatic periods (figure 4.5a). A significant and increased temperature rise can be observed as spatially represented from downstream to upper stream both in Quino and Muco basins. Besides, predicted precipitation changes (Figure 4.5b) indicate a significant decrease for both study areas with p-value <0.0001 for immediate and intermediate future climatic periods. As represented, the higher changes in precipitation for both basins are expected to

occur upstream. Raw p-values of the tests for input data and water cycle parameters modeled are reported as supplementary information (Table A.1).

The aforementioned increase in temperature and a decrease in precipitation could be even expected for both climatic periods. The greatest changes are predicted to occur in the intermediate Future, with an increase up to 1.7 ° C in the mean yearly temperature and an average yearly precipitation decrease up to 200 mm (Figure 4.5a, b). Such trends agree with the behavior observed during historical period.

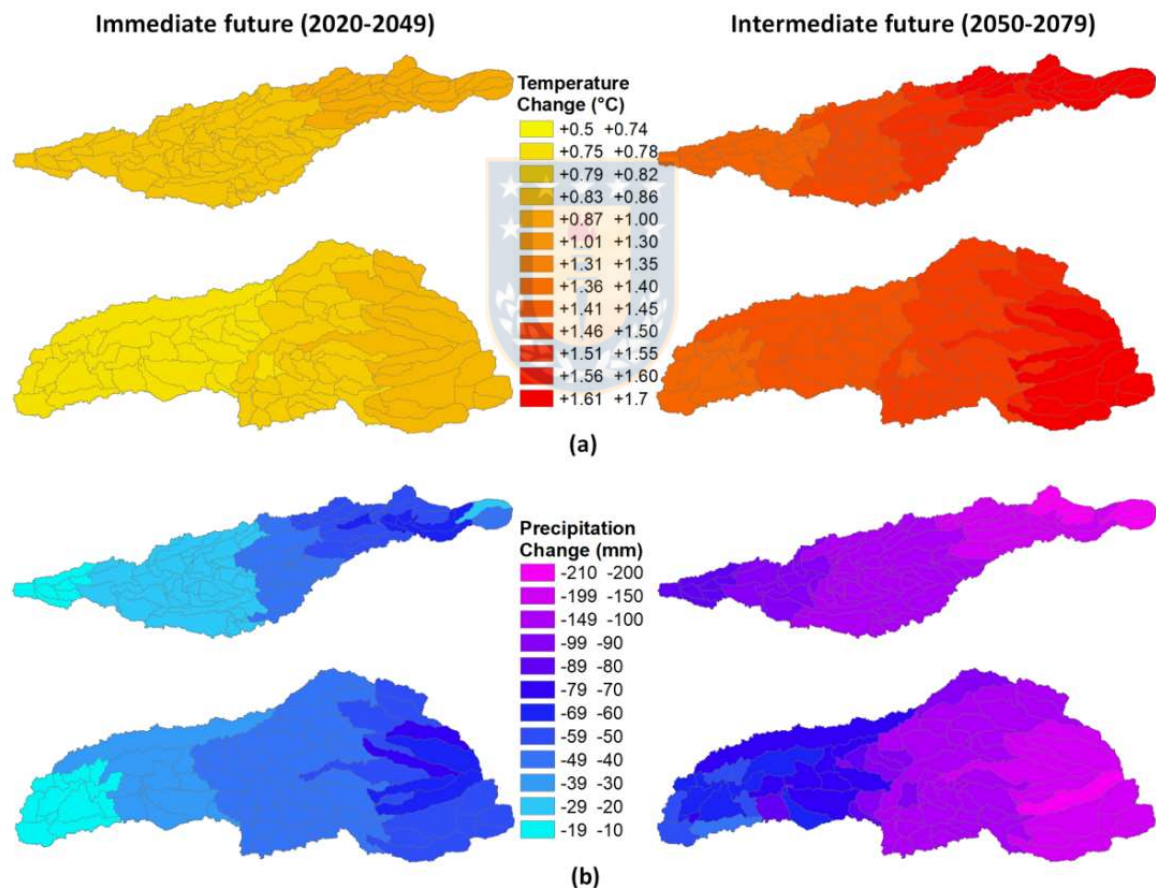


Figure 4.5. Changes in the yearly average (a) temperature and (b) precipitation at the sub-basin scale, using RegCM4- MPI-ESM-MR, scenario RCP8.5. Upper basin: Quino, lower basin Muco.

3.3.2. Evapotranspiration (ET)

The geographic distribution of the projected changes in evapotranspiration is represented in Figure 4.6. According to the Student's t test, for both periods significant differences exist with p-values <0.0001 for both basins. The higher increase in evapotranspiration is expected to occur in the mountain area of both basins.

Yearly evapotranspiration change averages in the immediate future show maximum projected values of 25 and 30 mm for Quino and Muco basin respectively. Changes projected for the Intermediate Future almost double the immediate scenario with maximum values reaching 45 mm and 65 mm, respectively (Figure 4.6).

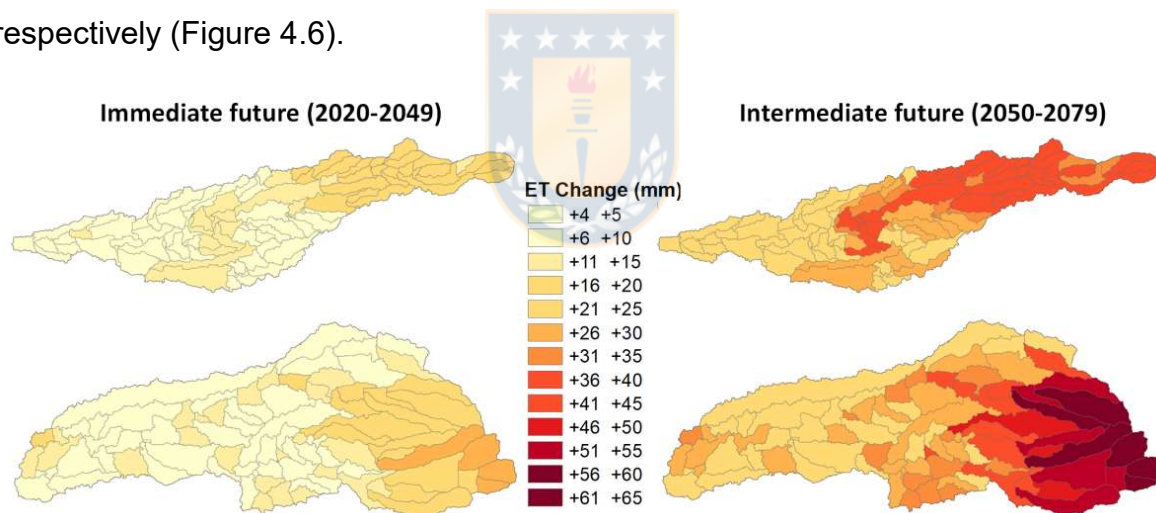


Figure 4.6. Changes in the yearly average evapotranspiration (ET) at the sub-basin scale, using RegCM4- MPI-ESM-MR, scenario RCP8.5.

3.3.3. Percolation (PERC)

Similarly, percolation projections in the study basins depict significant decreasing trends during the climatic periods analyzed. Results represented in figure 7 shows the geographical spread of the decreasing trend in this water cycle

parameter for both basins during the next decades, with the highest changes in the mountain area. During the immediate future, the model suggests slightest changes in the lower and intermediate zone of both basins, with average yearly values ranging between 10 and 39 mm. The highest changes in percolation are expected to occur in the Intermediate Future with maximum average change of up to 210 mm in the yearly values for both study basins.

The decreasing trend is consistent in both river basins, indicating an intensification of the trend observed during since historical period analysis. (Figure 7).

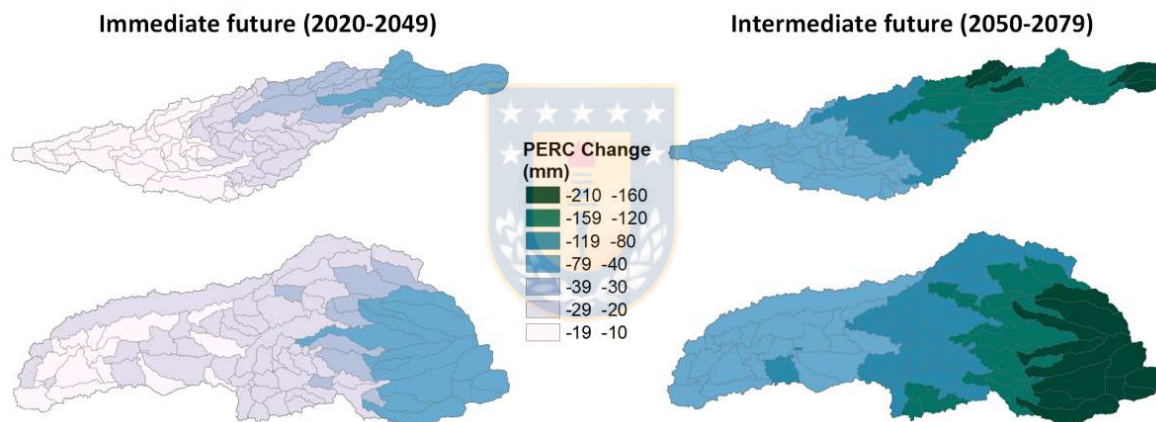


Figure 4.7. Changes in the yearly average percolation (PERC) at the sub-basin scale, using RegCM4- MPI-ESM-MR, scenario RCP8.5.

3.3.4. Surface Runoff (SURQ)

Following the performed analysis, the surface runoff shows a decreasing trend in both basins during the projected climatic periods, with a greater decrease in the intermediate future (Figure 4.8). According to t-Student test, significant differences could be predicted with p-values lower than 0.0001. The variation of this water cycle parameter during the immediate future seems to be limited downstream

changing less than 10 mm. However it would be geographically balanced in the middle part of the basins where the largest number of sub-basins with projected annual variation reaching 59 mm can be found. However, in the intermediate future, Quino basin doesn't present a clearly homogeneous correlation to height. Meanwhile, in Muco basin, a marked decreasing variation is observed as the height increases in almost all its sub-basins.

For both climatic periods, the statistical tests highlight a generalized and significant decrease in the surface runoff, such trend also agrees with the changes observed during the historical period.

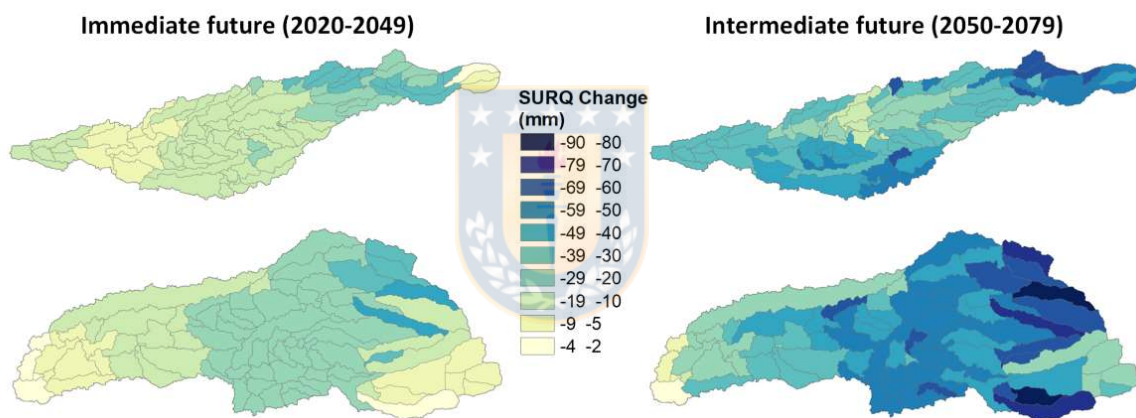


Figure 4.8. Changes in the yearly average surface runoff (SURQ) at the sub-basin scale, using RegCM4- MPI-ESM-MR, scenario RCP8.5.

3.3.5. Groundwater Flow (GW_Q)

Decreasing trends could also be predicted during both periods studied, with significant values for Quino and Muco basins for the groundwater flow. If analyzed as spatially distributed, a generalized change strongly influenced by the sub-basins altitude can be observed in figure 4.9.

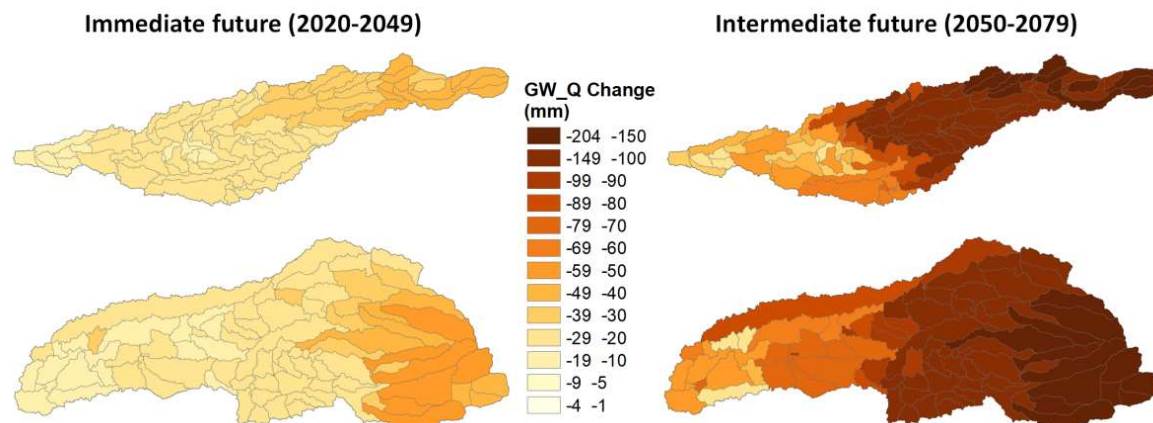


Figure 4.9. Changes in the yearly average groundwater flow (GW_Q) at the sub-basin scale, using RegCM4- MPI-ESM-MR, scenario RCP8.5.

The groundwater flow projection worsens in the intermediate future with maximum variation values obtained up to 204 mm. This downward trend seems to be consistent with the behavior that occurred during the historical period.

3.3.6. Water Yield (WYLD)

Finally, according to the Student's t test, the projected water discharge suggests a significant decrease in the coming decades for both study basins (Figure 4.10), in all the sub-basins. It can be spatially distinguished that, as in the previous parameters, there is a marked relationship between the predicted changes and the sub-basin's altitude, with a decrease in projected discharge greater as the elevation increases for both hydrographic basins.

Worth noting that the trends obtained for both climatic periods seems homogeneous showing a discharge decrease. However, this tendency seems to

intensify during the Intermediate Future if compared to the Immediate Future (Figure 4.10).

The yearly average decrease in discharge for the intermediate future in the lower and middle areas of the basins could reach 80 to 200 mm, while in the mountainous area a drop of up to 304 mm could be expected. This significant reduction projected for Quino and Muco basin for each of its sub-basins is also consistent with the trend obtained in the historical period (Figure 4.10).

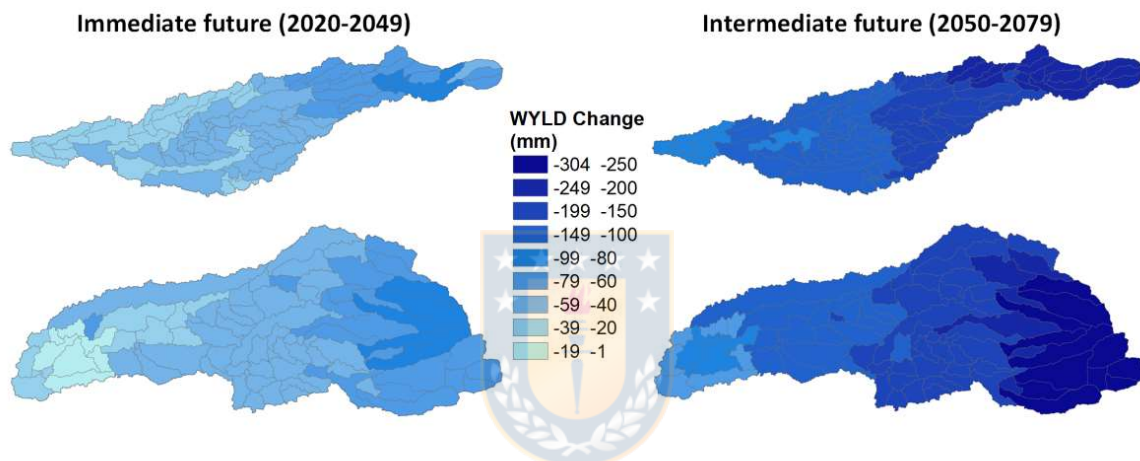


Figure 4.10. Changes in the yearly average discharge (WYLD) at the sub-basin scale, using RegCM4- MPI-ESM-MR, scenario RCP8.5.

3.3.7. Relative and absolute changes of the hydrological balance components at a basin scale.

Table 2 shows the yearly relative and absolute changes in Quino and Muco basins for both periods modeled at a basin scale. As it was expected from previous sections, higher average change percentage could be expected in almost every parameter for the intermediate future if compared to the immediate future.

Table 4.2. Annual absolute and relative change. Climate model RegCM4-MPI-ESM-MR projection RCP 8.5.

Annual change of water cycle parameters: Absolute and relative values.				
Quino Basin				
Hydrological parameter	Historical Period/ Inmediate future		Historical Period/ Intermediate future	
	Absolute change	Relative change (%)	Absolute change	Relative change (%)
Temperature	0.81 °C	7.55	1.52 °C	14.21
Precipitation	-37.23 mm	-1.6	-127.42 mm	-5.4
ET	11.76 mm	2.03	30.54 mm	5.27
PERC	-34.90 mm	-4.11	-80.32 mm	-9.52
SURQ	-15.86 mm	-2.73	-16.23 mm	-2.38
GW_Q	-21.57 mm	-2.05	-64.40 mm	-7.45
WYLD	-44.18 mm	-2.37	-95.59 mm	-5.26
Muco Basin				
Hydrological parameters	Historical Period/ Inmediate future		Historical Period/ Intermediate future	
	Absolute change (mm)	Relative change (%)	Absolute change (mm)	Relative change (%)
Temperature	0.78 °C	7.27	1.48 °C	13.74
Precipitation	-41.4 mm	-1.5	-139.92 mm	-5.05
ET	13.47 mm	2.35	33.52 mm	5.81
PERC	-39.48 mm	-3.87	-96.23 mm	-9.74
SURQ	-21.90 mm	-2.12	-18.95 mm	-1.76
GW_Q	-27.61 mm	-2.40	-80.82 mm	-8.15
WYLD	-55.82 mm	-2.35	-113.58 mm	-4.98

In both climatic periods, temperature is the parameter with the highest relative change both for Quino and for Muco basin, projecting a maximum increase of

14.78% and 14.16% respectively. Ordered from highest to lowest change are the PERC, GW_Q, ET and WYLD parameters, while the SURQ presented the lowest relative change with a decrease of 0.72% and 0.58% (Immediate Future and Intermediate Future) for Quino basin and 1.31% and 0.84% (Immediate Future and Intermediate Future) for Muco basin.

4. Discussion

It could be expected that, by incorporating the precipitation and temperature anomaly from a future climate scenario (RCP 8.5) the remaining water cycle components become modified, since precipitation is the main component of change in the hydrological cycle and basically confers it mobility [51–53]. On the other hand, temperature is one of the components governing evapotranspiration [54], and the transpiration fraction is the process causing greatest water loss in the basin system [55]. This is why, when these drivers become altered, the components of the water balance are also modified.

These temperature and rainfall changes both in Quino and Muco basins seems to induce from moderate to severe changes in the regime of the hydrological cycle components evaluated. Obtained results imply that the average annual temperature increase up to 1.5 ° C, representing a percentage change of 14.78% and 14.16% for Quino and Muco respectively, leads to a decrease in PERC (-9.52 mm and -9.73mm), SURQ (-2.38mm and -1.76mm), GW_Q (-7.44mm and -8.14mm) and WYLD (-5.25mm and -4.98mm) and an increase in ET (+5.26mm and +5.81mm) for Quino and Muco basin respectively in the intermediate future scenario. The potential loss of water resources through the deficit of rainfall and

greater evaporation has been quantified in different studies, reaffirming that this geographical area of Chile is particularly vulnerable to climate change [16,56–59].

On the other hand, in both study basins, on a spatial scale, it can be observed that the annual average changes for both study periods (immediate future and intermediate future) present the same behavioral trend following a staggered pattern. It is relevant that the greatest changes in ET, PERC, SURQ, GW_Q and WYLD take place in the mountainous zone (pre-mountain range) and minor changes in the alluvial plain (central depression). The behavior of these parameters is directly related to the temperature increase behavior between 0.5 ° C and 1.7 ° C from the lower part to the upper part of the basin respectively and a decrease in precipitation of 10 to 200 mm between the two time periods for these geographical areas.

A similar behavior, differenced by geographical area was also reported by Falvey and Garreaud [60]. They observed a cooling of coastal temperatures and a gradual warming over the Andes Mountain Range for the central and northern zone of Chile. Besides, they reported a decrease in temperatures (-0.15 ° / decade) along the coast, slight increases both in the central valley and the mountain range stations, with a significant increase of almost $+ 0.25$ ° C per decade. The orographic effect induced by the Andes Mountains on precipitation defines a remarkable character of the hydrological regime in the central-southern region of the country, where precipitation on the slopes of the mountains can be from two to three times greater than in the lower elevations [59,61]. This effect, in addition to

the climatic projections, could cause a greater change for the windward Andes' slope.

Several studies suggest variable hydrological responses of the water cycle parameter as the effect of future climate change scenarios around the world. For instance, Chien et al. (2013) suggest an annual flow reduction around 41.1% and 45.2% for the period from 2051-2060 in a study including four basins of the mid-west zone of the United States. Qi et al. (2009) indicate that increasing 2.8 ° C in temperature causes a change in real evapotranspiration and water production of + 6.2% and -13.9%, respectively. Andreini et al. [62] concluded that the large changes that occur in surface runoff correspond to a lesser change in precipitation. Additionally, in India, Pandey et al. [63] quantified the climate change impact (2071-2100) in the Arum basin using SWAT, suggesting that evapotranspiration and water production will increase 28% and 49%, respectively.

Grusson et al [19] also compared different climatic ensembles in the south zone of France during 2010-2050. In their study, a strong impact on green water was shown, specifically a reduction in soil water content (SWC) and a substantial increase in evapotranspiration (ET) in winter. In summer, however, the ET faces lower flows due to the lack of SWC, which highlights future deficits of green water reserves. Besides, Yu et al [23] showed an increase in annual runoff depth at the northeast zone of China by 18.1% (RCP 2.6), 11.8% (RCP 4.5), 23.6% (RCP 6.0) and 11.5% (RCP 8.5), compared to the base years. Therefore, worldwide, a differentiated behavior can be observed depending on the physical-geographical conditions of each study area.

Specifically in Chile, Stehr et al. [24] modeled the hydrological response to climate change in two sub-basins of the Biobío River, depicting that a 30% of decrease in the precipitation could conduct to a 45% and 32% reduction in the water flow of the study sub-basins. In addition, Barrientos et al. [64] recently reported an study also conducted in experimental subbasins of the BioBio river obtaining similar results in the trends. Even when these forecasts suggest more dramatic reductions in precipitation and runoff than the present study, the observed trends becomes similar. Generally, as it has been reported by the CR2 group studies [33] and as the aforementioned studies suggests , the warming effects and its consequences seems to be greater for northern than for southern zones in Chile [33].

Finally, the present study showed that future climate projections maintain the same behavioral trend that was evidenced in the simulated past. This similarity shows the quality of the data used for the study and the correct performance of the calibration and validation for both study basins (Quino and Muco). In this way, it can be stated that the performance metrics calculated after the configuration of the SWAT model by the calibration and validation procedures are functional for long-term hydro-climatic evaluation in the south-central zone of Chile.

However, as temperatures rise and precipitation decreases, the land cover/use is unlikely to remain unchanged until 2079 even without human intervention. It become necessary to develop studies addressing the individual and combined effects of the land use/cover change and future climate change in basins of the south central zone of Chile. The importance of treating the data in this way is to

determine which of the alterations can affect the hydrological components to a greater and lesser extent in order to determine their individual and combined effect. This could help on the one hand understanding the effect of these two stressors on the components of the hydrological cycle and, on the other hand, to address most probable future scenarios. The present manuscript provides the first results to determine the importance of the individual effect of climate change in the south central zone of Chile. Future works of the investigation group will intend to study the problems described above

5. Conclusions

The study determined the possible effects of future climate on the water balance of Quino and Muco basin for a land use/cover by using the SWAT hydrological model. The hydrological response of the basin was simulated using the local climate model RegCM4-MPI-ESM-MR, for the future climate projection RCP 8.5, as it is the most critical scenario in CMIP5. The future projection was divided into two time periods (Immediate Future and Intermediate Future). A calibration and sensitivity analysis were carried out to ensure that the hydrological model output is reliable. The results show for both analysis periods an increase in temperature and a decrease in precipitation. The analyzed parameters show the same trend behavior for both time periods; however, a greater impact on the Intermediate Future could be expected.

For the Intermediate Future, on an annual average, temperatures are expected to increase up to 1.7 ° C and rainfall will decrease by around 210 mm. In consequence, as temperature rises up, ET would increase causing, as combined

with the precipitation effect, a decrease in PERC, SURQ, GW_Q and WYLD. Additionally, the study results suggest that the expected changes for both periods of time would present the same behavior that occurred in the past since the 1980s, with a greater effect on the Intermediate Future.

The present investigation results could be useful to future studies in areas composed mainly by native forest cover, forest plantation and agriculture. Furthermore, information is provided to investigate how future climate changes could affect hydrological processes in watersheds located in the central south zone of Chile. The data and results shown here could help in the integrated and sustainable basin management within the region.

Acknowledgements: We appreciate ANID, PCHA/Doctorate National 2016 (Grant N_ 21160323) and project VRID-Enlace N_ 218.191.002-1 for the financial founding provided. Authors thank the support provided by the University of Concepcion and ECOLAB laboratory UMR 5262. Authors specially thank the Center for Climate and Resilience Research (CR)² for providing the meteorological data.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

Appendix A

Table 4.A.1. Raw p_values for t-student mean comparison test: Climatic scenarios pairs.

Average values comparison. Climatic Model RegCM4-MPI-ESM-MR; projection RCP 8.5.			
Hydrological parameters	Quino Basin		
	Historical Period / Inmediate future	Historical Period / Intermediate future	Inmediate future / Intermediate future
Precipitation	2.22162E-44	2.22507E-58	9.42665E-62
Temperature	3.166E-154	1.2993E-128	3.793E-110
	1.0493E-44	1.47193E-56	2.23042E-59
PERC	1.12169E-40	8.92672E-42	1.97279E-41
SURQ	6.1165E-34	7.69659E-53	9.02548E-33
GW_Q	2.78038E-52	1.84815E-37	5.75124E-32
WYLD	7.16781E-52	6.69911E-55	3.25865E-53
Hydrological parameters	Muco Basin		
	Historical Period / Inmediate future	Historical Period / Intermediate future	Inmediate future / Intermediate future
Precipitation	1.17591E-10	2.24552E-32	6.56955E-40
Temperature	4.73665E-86	2.8399E-100	1.08209E-98
ET	6.70625E-28	3.30886E-42	3.51845E-51
PERC	2.21472E-21	5.97748E-42	5.8181E-46
SURQ	1.77134E-06	7.06603E-19	8.57832E-35
GW_Q	3.90917E-18	1.20551E-40	1.14199E-47
WYLD	2.6065E-12	5.32872E-34	6.41939E-43

References

1. UNEP *GEO 5 - Perspectivas del Medio Ambiente Mundial: Medio Ambiente para el Futuro que Queremos*; 2012;
2. UNEP *GEO-6 Regional Assessment for Latin America and the Caribbean*; Nairobi, Kenya, 2016;
3. Kundzewicz, Z.; Mata, L.; Arnell, N.; Döll, P.; Kabat, P.; Jiménez, B.; Miller, K.; Oki, T.; Sen, Z.; Shiklomanov, I.. Freshwater resources and their management. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. In *Current Opinion in Environmental Sustainability*; Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der L. and C.E.H., Ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2007; pp. 173–210.
4. IPCC. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects*. In; I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. Mac, and L.L.W., Ed.; Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014; pp. 1133–1197.
5. Arnell, N.W.; Reynard, N.S. The effects of climate change due to global warming on river flows in Great Britain. *J. Hydrol.* **1996**, *183*, 397–424.

6. Lambin, E.F.; Turner, B.L.; Geist, H.J.; Agbola, S.B.; Angelsen, A.; Bruce, J.W.; Coomes, O.T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; et al. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Glob. Environ. Chang.* **2001**, *11*, 261–269.
7. Akoko, G.; Kato, T.; Tu, L.H. Evaluation of irrigation water resources availability and climate change impacts-a case study of Mwea irrigation scheme, Kenya. *Water (Switzerland)* **2020**, *12*.
8. Núñez-Hidalgo, I. Climate Change: Impacts, Policy and Perspectives. In *Chile. Environmental History, Perspectives and Challenges*; Ed., Alberto J. Alaniz: Santiago de Chile, Chile, 2019; pp. 119–154 ISBN 9781536156652.
9. Sarricolea, P.; Herrera-Ossandon, M.; Meseguer-Ruiz, Ó. Climatic regionalisation of continental Chile. *J. Maps* **2017**, *13*, 66–73.
10. Gutiérrez, D.; Akester, M.; Naranjo, L. Productivity and sustainable management of the Humboldt current large marine ecosystem under climate change. *Environ. Dev.* **2016**, *17*, 126–144.
11. Araya-Osses, D.; Casanueva, A.; Román-Figueroa, C.; Uribe, J.M.; Paneque, M. Climate change projections of temperature and precipitation in Chile based on statistical downscaling. *Clim. Dyn.* **2020**, *54*, 4309–4330.
12. CONAMA-DGF *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*; 2006;
13. Garreaud, R. Cambio Climático: Bases Físicas e Impactos en Chile. *Rev.*

Tierra Adentro-INIA **2011**, 14.

14. Orrego, R.; Abarca-del-Río, R.; Ávila, A.; Morales, L. Enhanced mesoscale climate projections in TAR and AR5 IPCC scenarios: a case study in a Mediterranean climate (Araucanía Region, south central Chile). *Springerplus* **2016**, 5.
15. Prudhomme, C.; Giuntoli, I.; Robinson, E.L.; Clark, D.B.; Arnell, N.W.; Dankers, R.; Fekete, B.M.; Franssen, W.; Gerten, D.; Gosling, S.N.; et al. Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **2014**, 111, 3262–3267.
16. Pinto, F. Cambio climático en Chile: del desafío global a la oportunidad local. *Friedrich Ebert Stift.* **2019**.
17. McNamara, I.; Nauditt, A.; Zambrano-Bigiarini, M.; Ribbe, L.; Hann, H. Modelling water resources for planning irrigation development in drought-prone southern Chile. *Int. J. Water Resour. Dev.* **2020**, 00, 1–26.
18. Hao, Y.; Ma, J.; Chen, J.; Wang, D.; Wang, Y.; Xu, H. Assessment of changes in water balance components under 1.5 °C and 2.0 °C global warming in transitional climate basin by multi-RCPs and multi-GCMs approach. *Water (Switzerland)* **2018**, 10.
19. Grusson, Y.; Anctil, F.; Sauvage, S.; Sánchez Pérez, J.M. Coevolution of hydrological cycle components under climate change: The case of the

- Garonne River in France. *Water (Switzerland)* **2018**, 10, 1870, 25.
20. Makhtoumi, Y.; Li, S.; Ibeanusi, V.; Chen, G. Evaluating water balance variables under land use and climate projections in the upper choctawhatchee River Watershed, in Southeast US. *Water (Switzerland)* **2020**, 12, 1–33.
21. Abbaspour, K.C.; Vaghefi, S.A.; Srinivasan, R. A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: A review of papers from the 2016 international SWAT conference. *Water (Switzerland)* **2017**, 10.
22. Ficklin, D.L.; Luo, Y.; Luedeling, E.; Gatzke, S.E.; Zhang, M. Sensitivity of agricultural runoff loads to rising levels of CO₂ and climate change in the San Joaquin Valley watershed of California. *Environ. Pollut.* **2010**, 158, 223–234.
23. Yu, Z.; Man, X.; Duan, L.; Cai, T. Assessments of impacts of climate and forest change on water resources using swatmodel in a subboreal watershed in northern da hinggan mountains. *Water (Switzerland)* **2020**, 12.
24. Stehr, A.; Debels, P.; Arumi, J.L.; Alcayaga, H.; Romero, F. Modelación de la respuesta hidrológica al cambio climático: Experiencias de dos cuencas de la zona centro-sur de Chile. *Tecnol. y Ciencias del Agua* **2010**, 1, 37–58.
25. Olson, D.M.; Dinerstein, E. The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.* **2002**, 89, 199–224.

26. Myers, N. Biodiversity Hotspots Revisited. *Bioscience* **2003**, 53, 916–917.
27. Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R. *Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation.*; Soil and Water Research Laboratory: Temple, TX, 2005;
28. Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Srinivasan, R.; Williams, J.R.; Haney, E.B.; Neitsch, S.L. SWAT 2012 Input/Output Documentation 2012, 30.
29. George H. Hargreaves; Zohrab A. Samani Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Appl. Eng. Agric.* **1985**, 1, 96–99.
30. CIREN *Estudio agrologico IX Región. Descripciones de suelos: Materiales y símbolos.* (Pub. CIREN N°122); Santiago de Chile, Chile, 2002; ISBN 956-7153-35-3.
31. Heilmayr, R.; Echeverría, C.; Fuentes, R.; Lambin, E.F. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Appl. Geogr.* **2016**, 75, 71–82.
32. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)². Guía para la Plataforma de visualización de simulaciones climáticas. 2018, 36.
33. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)². Simulaciones climáticas regionales. 2018, 26.
34. Javaherian, M.; Ebrahimi, H.; Aminnejad, B. Prediction of changes in climatic parameters using CanESM2 model based on Rcp scenarios (case study): Lar dam basin. *Ain Shams Eng. J.* **2020**, 2–11.

35. Abbaspour, K.C.; Yang, J.; Maximov, I.; Siber, R.; Bogner, K.; Mieleitner, J.; Zobrist, J. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *J. Hydrol.* **2007**, *333*, 413–430.
36. Martínez-Retureta, R.; Aguayo, M.; Stehr, A.; Sauvage, S.; Echeverría, C.; Sánchez-Pérez, J.M. Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile. *Water (Switzerland)* **2020**, *12*, 1–21.
37. Abbaspour, K.C.; Rouholahnejad, E.; Vaghefi, S.; Srinivasan, R.; Yang, H.; Kløve, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *J. Hydrol.* **2015**, *524*, 733–752.
38. Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Trans. ASABE* **2007**, *50*, 885–900.
39. Rostamian, R.; Jaleh, A.; Afyuni, M.; Mousavi, S.F.; Heidarpour, M.; Jalalian, A.; Abbaspour, K.C. Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. *Hydrol. Sci. J.* **2008**, *53*, 977–988.
40. Mann, H.B. Non-Parametric Test Against Trend. *Econometrica* **1945**, *13*, 245–259.
41. Kendall, M.G. *Rank Correlation Methods.*; C. Griffin: London, UK, 1948;

42. Gilbert, R.. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*; Van Nostrand Reinhold Co: New York, NY, USA, 1987; ISBN 0442230508.
43. Onyutha, C.; Tabari, H.; Taye, M.T.; Nyandwaro, G.N.; Willems, P. Analyses of rainfall trends in the Nile River Basin. *J. Hydro-Environment Res.* **2016**, *13*, 36–51.
44. Luo, K.; Tao, F.; Moiwo, J.P.; Xiao, D. Attribution of hydrological change in Heihe River Basin to climate and land use change in the past three decades. *Sci. Rep.* **2016**, *6*, 1–12.
45. Zeleňáková, M.; Purcz, P.; Poórová, Z.; Alkhalaf, I.; Hlavatá, H.; Portela, M.. Monthly Trends of Precipitation in Gauging Stations in Slovakia. *Procedia Eng.* **2016**, *162*, 106–111.
46. Bari, S.H.; Rahman, M.T.U.; Hoque, M.A.; Hussain, M.M. Analysis of seasonal and annual rainfall trends in the northern region of Bangladesh. *Atmos. Res.* **2016**, *176–177*, 148–158.
47. Sen, P.. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *J. Am. Stat. Assoc* **1968**, *63*, 1379–1389.
48. Theil, H. *A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression Analysis*; Springer.; Dordrecht, The Netherlands, 1992;
49. Theil, H. A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis. *Indag. Math* **1950**, *12*, 85.

50. Gassman, P.W.; Reyes, M.R.; Green, C.H.; Arnold, J.G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **2007**, *50*, 1211–1250.
51. Brutsaert, W. *Hydrology: An Introduction*; Cambridge Univ Press: Cambridge, 2005;
52. Davie, T. *Fundamentals of hydrology*; Taylor y Francis, 2008;
53. Han, D. 2010 *Concise Hydrology*; Bookboon, 2010; ISBN 9788776815363.
54. Fitts, C.. *Groundwater Science*; 2 ed.; Academic Press: California, 2012; ISBN 0-12-257855-4.
55. Fetter, C.. *Applied hydrogeology*; 4 ed.; Prentice Hall, 2000; ISBN 9780130882394.
56. Vicuña, S.; McPhee, J.; Garreaud, R.D. Agriculture Vulnerability to Climate Change in a Snowmelt-Driven Basin in Semiarid Chile. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2012**, *138*, 431–441.
57. Demaria, E.M.C.; Maurer, E.P.; Thrasher, B.; Vicuña, S.; Meza, F.J. Climate change impacts on an alpine watershed in Chile: Do new model projections change the story? *J. Hydrol.* **2013**, *502*, 128–138.
58. Garreaud, R.; Alvarez-Garreton, C.; Barichivich, J.; Boisier, J.P.; Christie, D.; Galleguillos, M.; LeQuesne, C.; McPhee, J.; Zambrano-Bigiarini, M. The 2010–2015 mega drought in Central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **2017**, 1–37.

59. Boisier, J.P.; Alvarez-Garreton, C.; Cordero, R.R.; Damiani, A.; Gallardo, L.; Garreaud, R.D.; Lambert, F.; Ramallo, C.; Rojas, M.; Rondanelli, R. Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elementa* **2018**, *6*.
60. Falvey, M.; Garreaud, R.D. Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979-2006). *J. Geophys. Res. Atmos.* **2009**, *114*, 1–16.
61. Viale, M.; Garreaud, R. Orographic effects of the subtropical and extratropical Andes on upwind precipitating clouds. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2015**, *120*, 4962–4974.
62. Andreini, M.; Giesen, N. van de; Edig, A. van; Fosu, M.; Andah, W. Volta Water Balance. **2000**.
63. Pandey, B.K.; Gosain, A.K.; Paul, G.; Khare, D. Climate change impact assessment on hydrology of a small watershed using semi-distributed model. *Appl. Water Sci.* **2017**, *7*, 2029–2041.
64. Barrientos, G.; Herrero, A.; Iroumé, A.; Mardones, O.; Batalla, R.J. Modelling the Effects of Changes in Forest Cover and Climate on Hydrology of Headwater Catchments in South-Central Chile. *Water* **2020**, 1–22.

CAPÍTULO V: INFLUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO Y USO/COBERTURA DEL SUELO EN EL BALANCE HIDROLÓGICO. CASOS DE ESTUDIO: CUENCAS QUINO Y MUCO.

En el presente capítulo se muestran los resultados obtenidos en la preparación de un artículo de investigación para su envío a una revista la red WOS. En este se abordan las influencias del LUCC y el cambio climático sobre los componentes del ciclo hidrológico y, de esta forma, sus consecuencias sobre la disponibilidad del recurso hídrico en el Centro-Sur de Chile, específicamente las cuencas de los ríos Quino y Muco de la IX región. Para ello, se modelaron seis escenarios donde, considerando una línea base, se estudió el efecto que pudieran causar ambos efectos, de forma individual y combinada. De esta forma se pudo dilucidar la mayor o menor influencia de cada uno de los cambios proyectados en las cuencas de estudio así como la forma sinérgica en que actúan ambos estresores sobre el comportamiento de los parámetros hidrológicos.

Resumen

El cambio de uso/cobertura del suelo (LUCC) y el cambio climático afectan la disponibilidad de los recursos hídricos al alterar la magnitud de la escorrentía superficial, la recarga de los acuíferos y los caudales de los ríos. Es por ello que su estudio ayuda a identificar el nivel de exposición de los recursos hídricos a los posibles cambios, facilitando así la planificación de la capacidad de adaptación potencial de las cuencas hidrográficas. En esta investigación, se realizó una regresión logística para predecir el escenario futuro de LUCC (Escenario forestal)

y se utilizó el modelo climático local RegCM4-MPI-ESM-MR para dos periodos de tiempo comprendidos entre 2020-2049 y 2050-2079, bajo la proyección del escenario climático futuro RCP 8.5. Utilizando datos históricos de clima y de uso de suelo, así como las proyecciones generadas, el modelo SWAT fue implementado para evaluar la respuesta hidrológica de las cuencas hidrográficas de los ríos Quino y Muco del centro sur de Chile, ante estos escenarios, permitiendo analizar los efectos provocados por el LUCC y el cambio climático de forma independiente así como las consecuencias de la combinación de ambos efectos. Los resultados muestran que los LUCC realizados en la zona entre 1986 y 2011 condujeron a un aumento significativo de la evapotranspiración, escorrentía superficial y flujo lateral con una disminución también significativa en la percolación y flujo subterráneo, ocasionando un descenso del rendimiento hídrico. Este comportamiento puede ser asociado principalmente con la expansión de las tierras agrícolas (8.5% y 7.4%) y plantaciones forestales (17.8% y 12.7%) así como la disminución de bosques nativos (23% y 13.2%) y matorrales (3.5% y 7.4%) para las cuencas Quino y Muco respectivamente entre el LU_1986 y LU_2011. Por su parte los LUCC futuros y el cambio climático en su efecto individual y combinado conducirían a escenarios de mayor escases hídrica. La mayor sensibilidad en estas cuencas estaría asociada a los posibles LUCC, agudizando su impacto al incorporar el efecto del cambio climático. De este modo, el aumento de la evapotranspiración y la disminución del rendimiento hídrico se deben fundamentalmente al aumento de plantaciones forestales proyectada en un 8.1% y 14.1%, lo que unido al aumento de las temperaturas en 1.5°C y la

disminución de las precipitación en 127mm y 140mm para la cuenca Quino y Muco respectivamente, afectaría la disponibilidad del recurso hídrico en las cuencas de estudio en el futuro.

V.1. Introducción

De acuerdo a diversos estudios realizados, el cambio del uso/cobertura del suelo (LUCC) y el cambio climático, provocados, entre otros factores, por el desarrollo económico mundial y regional, afectan la disponibilidad de los recursos hídricos, con escenarios preocupantes para el futuro [1–6]. El rápido crecimiento de la población y la creciente demanda de los recursos hídricos y alimentos, combinados con la alta variabilidad de las precipitaciones y los extremos hidrológicos frecuentes, socavan aún más el medio ambiente al alterar la disponibilidad de diferentes recursos biofísicos [7]. Además, la expansión e intensificación de las tierras agrícolas, el desarrollo de áreas urbanas, así como la necesidad de extraer productos de madera y combustibles están aumentando para satisfacer las necesidades de una población en aumento [8]. El LUCC no solo es un problema ambiental local, sino que también se está convirtiendo en una fuerza de importancia mundial [9,10]. Por otro lado, el cambio climático tiene el potencial de imponer una presión adicional sobre la disponibilidad y accesibilidad a los recursos hídricos [11]. Se espera que estos cambios produzcan efectos ambientales perjudiciales, aumentando así la necesidad e interés por determinar su efecto en los procesos hidrológicos a diferentes escalas.

De este modo, factores como la demografía, las instituciones, la tecnología, y las actividades macroeconómicas entre otros, conllevan a alteraciones extensas

del uso del suelo, afectando por consiguiente los sistemas hidrológicos, tanto a nivel de cuenca como regional [8,12]. Asimismo, el LUCC es uno de los forzantes más importante entre los componentes terrestres y atmosféricos del ciclo hidrológico [7,13] y está fuertemente relacionado con la cantidad de agua a través de los procesos hidrológicos [14]. Por otro lado, el cambio climático afecta el ciclo hidrológico al cambiar el patrón espacio-temporal de las precipitaciones y, en consecuencia, la escorrentía sobre las cuencas hidrográficas, perturbando el comportamiento de los caudales en la cuenca [15]. Por lo tanto, los rápidos cambios en el uso/cobertura del suelo, junto con el cambio climático, podrían conducir a un aumento de los impactos hidrológicos sobre las cuencas hidrográficas al alterar la magnitud del proceso hidrológico [16,17].

Entender cómo el LUCC y el cambio climático perturban la hidrología de las cuencas, y cómo esto varía desde la escala global a la regional y local es fundamental para la gestión integrada del recurso hídrico. Por lo tanto, se requieren investigaciones científicas para comprender las interacciones entre LUCC y el cambio climático así como sus efectos, para enfrentar la gestión del recurso hídrico y el medio ambiente de cara a cambios futuros. Es de este modo que, los nuevos conocimientos en el área, así como las opciones de gestión, pueden facilitar enfoques más proactivos para la protección de los recursos hídricos.

De acuerdo a la literatura consultada, pocos estudios han reconocido explícitamente el efecto combinado del LUCC y el cambio climático en diferentes

partes del mundo [15,18,19]. Sin embargo, la importancia de los posibles impactos que han sido predichos la ha convertido en una de las áreas de investigación más abordados en la actualidad [20–23]. De acuerdo a estos estudios, la respuesta hidrológica de las cuencas al LUCC varía con el clima y las características físico-geográficas del área. Asimismo, Qi et al. [18] mostraron que se espera que los cambios hidrológicos futuros y el LUCC sean específicos del sitio, y que la variabilidad climática es un factor importante para controlar el proceso hidrológico de la cuenca.

En general, la mayoría de estos estudios sobre LUCC han ignorado los efectos del cambio climático y viceversa. Los detalles de su interacción aún se encuentra en discusión ya que están altamente interrelacionados; esto en adición a que el conocimiento de los impactos a distintas escalas espaciales, relevante para los actores locales, agricultores y tomadores de decisiones, es aún limitado [24]. Se hace necesaria la comprensión de los impactos causados por el LUCC y el clima para mitigar los efectos adversos sobre los recursos hídricos mediante la gestión integrada de cuencas y así lograr ecosistemas saludables. [24]. En consecuencia, se requieren estudios que consideren los efectos aislados y combinados del LUCC y cambio climático, a escala regional y local.

Las zonas pre-cordilleranas del centro sur de Chile, presentan una compleja topografía, la que muestra una heterogeneidad climática vertical acentuada que a su vez eleva la fragilidad y vulnerabilidad de los recursos hídricos para enfrentar estresores como el cambio climático, el LUCC y la explotación insostenible de sus recursos. Por lo mismo en el presente capítulo se determinaron dos cuencas pre-

cordilleranas de centro sur de Chile (cuenca Quino y Muco) para determinar el efecto de la respuesta hidrológica ante posibles escenarios de LUCC y cambios climáticos futuros. En el estudio se utilizó el modelo hidrológico SWAT para evaluar el impacto de estos estresores sobre la respuesta hidrológica de la cuenca Quino y Muco. Específicamente, este estudio tuvo como objetivos (1) modelar y evaluar los impactos del LUCC histórico sobre los recursos hídricos y (2) modelar y evaluar los efectos aislados y combinados del LUCC futuro y cambio climático sobre los recursos hídricos. Los hallazgos de estos estudios brindan información plausible sobre la vulnerabilidad de las cuencas Quino y Muco ante los efectos individuales y combinados del LUCC y los cambios climáticos proyectados al futuro.



V.2. Materiales y métodos

V. 2.1. Aplicación del modelo SWAT en el área de estudio

El estudio se encuentra enmarcado en las cuencas de los ríos Quino y Muco en la Región de la Araucanía, las que fueron descritas en el capítulo anterior (figura 4.1, figura 5.1). Para las simulaciones, el modelo SWAT fue implementado con información de tipo de suelo, uso/cobertura del suelo, topografía, e información climática tal como precipitación, temperatura mínima y temperatura máxima a escala diaria.

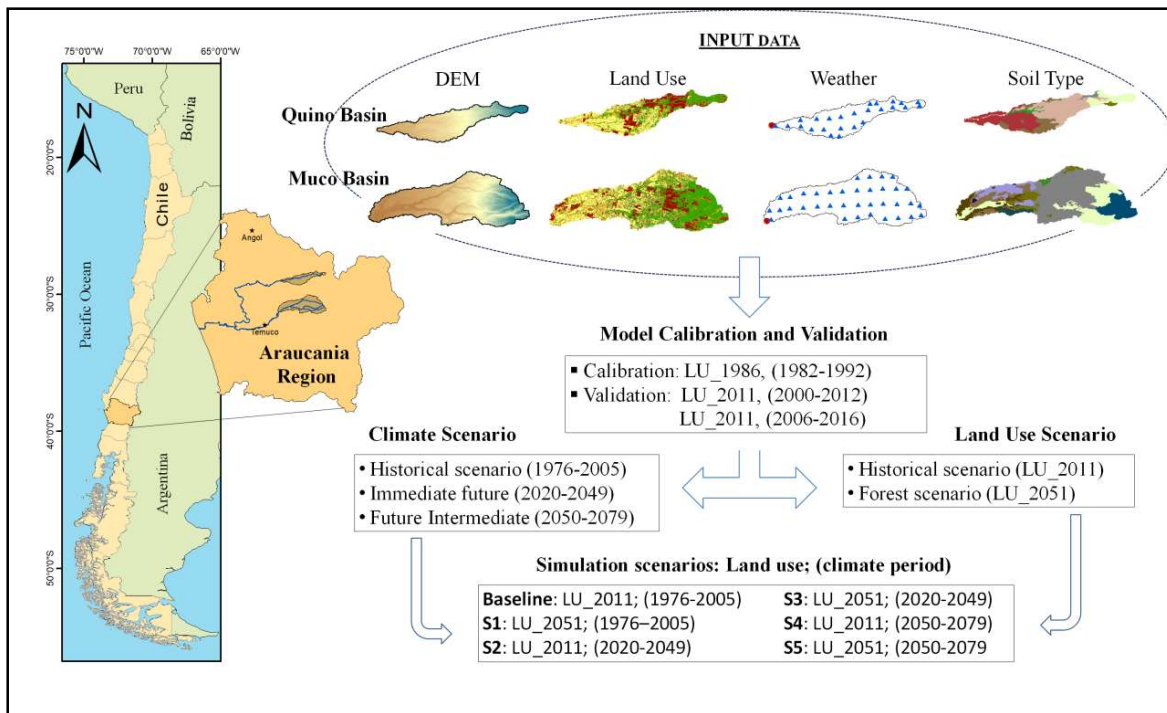


Figura 5.1. Área de estudio y metodología de simulación hidrológica.

La simulación del ciclo hidrológico fue realizada para el período 1980-2016; con tres años de calentamiento. De este modo la calibración y el análisis de incertidumbre y sensibilidad fueron realizados considerando la variable caudal, implementando el algoritmo SUFI-2 [25,26], incluido en el programa SWAT-CUP. Asimismo, la parametrización de ambas cuencas fue llevada a cabo en el punto de cierre de ambas cuencas de forma similar a como ha sido reportado anteriormente (ver Figura 4.2). Ambas cuencas presentaron ajustes hidrológicos evaluados entre “satisfactorio” y “muy buenos” de acuerdo a la clasificación sugerida por Moriasi et al. [27] en los criterios de eficiencia: Nash-Sutcliffe (NS), PBIAS y el coeficiente de determinación (R^2).

Una vez calibrado y validado el modelo, fueron incorporados en SWAT los escenarios de uso/coertura del suelo y de anomalía climática para simular el

cambio de uso/cobertura del suelo para luego incorporar los patrones climáticos futuros simulados por CR² [28,29]. Esto permitió cuantificar las modificaciones de los componentes del balance hídrico por los efectos individuales y combinados (Figura 5.1).

V.2.2. Escenario del uso/cobertura del suelo futuro: Escenario forestal.

Para la modelación del LUCC futuro fueron utilizados tres productos cartográficos desarrollados por Heilmayr et al. [30] correspondientes a los uso/cobertura el suelo para los años 1986, 2001 y 2011. Los mapas de uso/cobertura del suelo de 1986 y 2001 fueron considerados como línea base. Se identificaron las variables que determinan el establecimiento de las plantaciones forestales en las cuencas; entre las que destacan la elevación, pendiente, tipo de suelo, uso/cobertura del suelo, caminos, cuerpos de agua y centros poblados. De esta forma fue determinada la relación entre el patrón espacial de la expansión forestal (variable dependiente) y sus factores forzantes (variables independientes) la cual fue cuantificada a través del ajuste del modelo de regresión logística (ec.5.1) [31]. El proceso fue llevado a cabo utilizando ARCGIS 10.4.1.

$$P(y = 1 | x) = \frac{e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i}}{1 + e^{\beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i}} \quad (5.1)$$

Con el objetivo de verificar la precisión del modelo se llevo su calibración y posterior validación. De este modo se realizó la simulación del escenario de LU-2011 para su validación con el producto cartográfico real. Los parámetros obtenidos por medio del modelo de regresión logística fueron utilizados para la

simulación del escenario futuro de expansión forestal al año 2051 siguiendo los patrones de crecimiento de las áreas de plantaciones forestales en las cuencas bajo análisis y considerando la actual legislación (ley 202831) [32], sobre la recuperación del bosque nativo y fomento forestal.

V.2.3. Respuesta hidrológica al LUCC y al cambio climático: Efectos individuales y combinados.

Para evaluar la influencia individual y combinada de la dinámica del LUCC y el cambio climático en los componentes hidrológicos, se implementó un diseño experimental con dos variables. La primera variable a considerar es el uso del suelo con dos niveles: LU_2011 y LU_2051 (escenario forestal), mientras la variable climática presenta tres niveles: Período histórico (datos meteorológicos de 1976-2005), futuro inmediato (2020-2049) y futuro intermedio (2050-2079). De esta forma se establecen seis combinaciones que consideran una línea base (LU_2011, período climático histórico) y cinco posibles escenarios futuros.

Se evaluaron así los cambios entre los cinco escenarios generados con respecto a la línea base, permitiendo analizar el efecto aislado y combinado del LUCC futuro y cambio climático para las cuencas de estudio. El modelo SWAT calibrado y validado para la línea de base se aplicó para la combinación entre los dos uso/cobertura del suelo (LU_2011 y LU_2051) y los dos periodos de cambio climático (2020-2049 y 2050-2079). Los escenarios simulados utilizando SWAT son presentados a continuación:

Tabla 5.1. Escenarios modelados

Escenarios de Uso/Cobertura de Suelo			
		LUCC 2011	LUCC 2051
Escenarios climáticos	1976-2005	Escenario Histórico (Línea base)	Escenario 3 (S3)
	2020-2049	Escenario 1 (S1)	Escenario 4 (S4)
	2050-2079	Escenario 2 (S2)	Escenario 5 (S5)

Con el fin de evaluar los impactos individuales y combinados del clima y la dinámica del uso/cobertura del suelo en los parámetros del ciclo hidrológico (ET, PERC, SURQ, GW_Q and WYLD), los escenarios simulados se compararon con la línea de base utilizando la ecuación 5.2, a una escala de subcuencas, determinado la variación absoluta de cada parámetro según fueron calculados en la modelación.

$$\Delta \text{ Cambio absoluto} = \text{Volumen}_{\text{Escenario Histórico}} - \text{Volumen}_{\text{Escenarios simulados}} \quad (2)$$

De esta forma, los cambios esperados en valores absolutos de los parámetros hidrológicos predichos podrían determinar la alta sensibilidad de los componentes del balance hídrico ante escenarios futuro de uso/cobertura del suelo y cambio climático lo que podría mejora la comprensión del ciclo del agua dentro de las cuencas de estudio.

V. 3. Resultados y discusión

V.3.1 Escenarios de LUCC: Análisis de periodos históricos.

La Figura 2 y Tabla 1 muestran el cambio de uso/ cobertura del suelo entre los años 1986, 2001 y 2011 en la cuenca Quino y Muco. Se pudo observar para ambas cuencas de estudio que se produjeron cambios considerables en el uso/cobertura del suelo en este período dominando un crecimiento del área cubierta por plantaciones forestales. En las cuencas Quino y Muco, la extensión de bosques nativos disminuyó en un 23% y 13.3% mientras que el área ocupada por matorrales disminuyó en un 3.5% y 7.4% del área total respectivamente. Estos tipos de uso/cobertura de suelo fueron reemplazados principalmente por plantaciones forestales exóticas, llegando a cubrir el 21.3% de la superficie total de la cuenca Quino y el 14.2% de la superficie total de la cuenca Muco en el año 2011.

La distribución espacial de ocupación de las plantaciones fue de manera creciente para ambas cuencas desde las tierras medias-altas durante 1986 hasta las tierras medias-bajas en 2011. Este comportamiento podría deberse a la cercanía con los núcleos urbanos, caminos y carreteras donde se ubican los principales centros de producción relacionados con esta materia prima (industria de la celulosa y materiales de construcción). Concentrando el bosque nativo y matorrales en la zona más alta de ambas cuencas hacia el 2011.

Las áreas agrícolas, por su parte, tuvieron un comportamiento creciente para todos los escenarios de uso/cobertura de suelo, dominando las áreas bajas y media de ambas cuencas. En la cuenca Quino la agricultura mostró un aumento

de 4.6% para el periodo de 1986 al 2001 mientras que para el periodo de 1986 al 2011 duplicó casi la cifra en un 8.5%. Por su parte, en la cuenca Muco la agricultura mostró un crecimiento de 7.4% tanto para el periodo de 1986 al 2001 como para el periodo de 1986 al 2011 (Figura 5.2, Tabla 5.1).

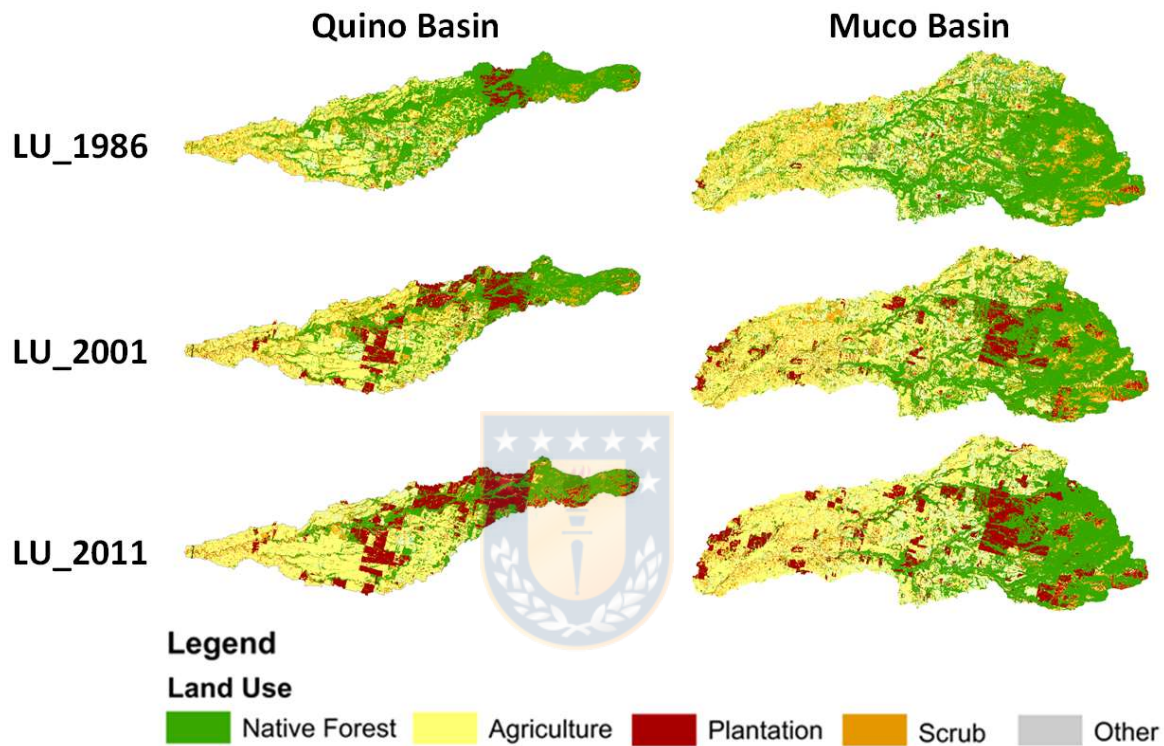


Figura 5.2. Representación espacial de usos de suelo históricos LU_1986, LU_2001 y LU_2011.

El análisis de series de tiempo de LUCC entre 1986 y 2011 indica una expansión de las plantaciones y terrenos agrícolas con una reducción del bosque nativo y matorrales (Figura 5.2, Tabla 5.1). El bosque nativo y la plantación forestal fueron las coberturas terrestres con mayores porcentajes de cambio con respecto al uso de suelo existente en 1986.

Tabla 5.2. Porcentajes de área de uso de suelo para los escenarios LU_1986, LU_2001 y LU_2011 y sus cambios relativos.

Land Use	LUCC (%)			Cambio relativo(%)		
	1986	2001	2011	1986-2001	2001-2011	1986-2011
Cuenca Quino						
Bosque Nativo	49.15	33.38	26.19	-15.77	-7.19	-22.96
Plantaciones forestales	3.47	13.92	21.25	10.45	7.33	17.79
Matorrales	13.50	14.85	9.96	1.35	-4.89	-3.54
Agricultura	27.06	31.62	35.57	4.56	3.94	8.51
Otrosr	6.83	6.23	7.04	-0.60	0.80	0.21
Cuenca Muco						
Bosque Nativo	48.09	38.39	34.80	-9.70	-3.59	-13.29
Plantaciones forestales	1.56	9.06	14.24	7.50	5.18	12.68
Matorrales	15.79	13.47	8.40	-2.32	-5.07	-7.39
Agricultura	20.25	27.66	27.66	7.41	0.00	7.41
Otrosr	14.31	11.41	14.90	-2.90	3.49	0.59

V.3.2. Impactos del LUCC en la respuesta hidrológica: Análisis de periodos históricos.

El cambio de uso/cobertura de suelo para las cuencas Quino y Muco mostró un cambio importante entre LU_1986 y LU_2011, considerando el LU_2001 como periodo de transición para el estudio. Por lo tanto, sólo los datos de uso/cobertura del suelo para 1986 y 2011 fueron considerados para la determinación de los impactos del LUCC histórico en la respuesta hidrológica de ambas cuencas.

La Figura 5.3 muestra los promedios anuales para el período de 1982 a 2016 de evapotranspiración, percolación, flujos superficiales, agua subterránea y flujo total obtenidos tras la simulación en SWAT para los escenarios LU_1986 y LU_2011 para la Cuenca Quino y Muco. Se puede observar que para ambas cuencas los parámetros hidrológicos estudiados presentan comportamientos similares. La evapotranspiración (ET) presentó tendencias crecientes significativas

entre los escenarios de uso/cobertura de suelo de 1986 y 2011 tanto para la cuenca Quino como para Muco presentando cambios absolutos en su promedio anual de 15.3mm y 25.9mm lo que representa un aumento de valores relativos de 2.4% y 4.2% respectivamente (Figura 5.3a, b). El aumento de la evapotranspiración se debió principalmente al aumento de las áreas de plantaciones forestales que para LU_2011 ocupaban el 21.3km² y el 14.2km² con variaciones porcentuales en el período de 17.8% y 12.7% para las cuencas Quino y Muco respectivamente. Este comportamiento fue evidenciado en el estudio de Shi et al. [3] quienes indicaron que los principales efectos de LUCC en el ciclo del agua son los cambios en la ET, la capacidad del suelo para retener agua y en la capacidad de la vegetación para interceptar la precipitación.

Por su parte la percolación (PERC) presentó una disminución significativa entre LU_1986 y LU_2011 para ambas cuencas de estudio con valores de cambio en el promedio anual de 76.8 mm para la cuenca Quino y 83.4 mm en la cuenca Muco lo que representa un 11% y 12.2% de cambio relativo respectivamente (Figura 5.3a,b).

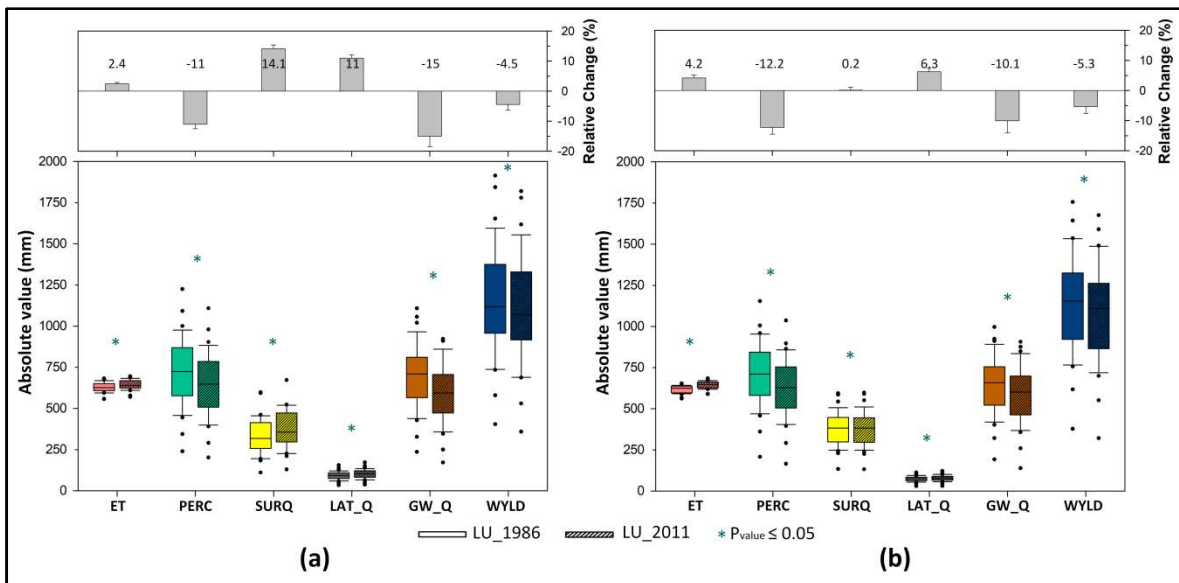


Figura 5.3. Promedio anual de los parámetros del ciclo hidrológico de la (a) Cuenca Quino y (b) Cuenca Muco: Escenarios de uso de suelo LU_1986 y LU_2011. Cambio relativo entre ambos escenarios (recuadros superiores)

La escorrentía superficial (SURQ) y flujo lateral (LAT_Q) mostraron tendencias crecientes significativas para ambas cuencas de estudio. Para la cuenca Quino los valores medios anuales fueron de 45.9 mm y 10.1 mm lo que represento el 14.1% y 11 % de cambio relativo respectivamente entre los uso/cobertura del suelo analizados (Figura 5.3a). Por su parte la cuenca Muco presentó cambios relativos más bajos (0.2 % y 6.3 %) de SURQ y de LAT_Q respectivamente (Figura 5.3b).

La reducción de la infiltración de agua del suelo ha provocado una disminución del flujo de agua subterránea (GW_Q) en la cuenca Quino y Muco. Esta disminución del GW_Q, con diferencias significativa en ambas cuencas, alcanzó valores de cambios absolutos de 99.6 mm y 59.7mm representando el 15% y 10.1% en su cambio relativo. El aumento en el flujo superficial y la disminución de la recarga de agua subterránea puede ser asociado principalmente con la

expansión de las tierras agrícolas (8.5% y 7.4%) y plantaciones forestales (17.8% y 12.7%) y la disminución de bosques nativos (23% y 13.2%) y matorrales (3.5% y 7.4%) en la cuenca Quino y Muco respectivamente entre LU_1986 y LU_2011. Esto revela que la conversión masiva del LUCG a agricultura y plantación exótica intensiva pudiera reducir la capacidad de infiltración del suelo, provocando que una gran parte de la lluvia se convierta directamente en escorrentía superficial [33] y otra sea absorbida por las plantaciones de rápido crecimiento acarreado una disminución del flujo subterráneo y del rendimiento hídrico [34] (WYLD) de las cuencas Quino y Muco(Figura 5.3a,b).

El rendimiento hídrico en ambas cuencas mantuvo una tendencia decreciente significativa con valores de 4.5% y 5.3% en promedio anual relativo durante el período estudiado. Esto significó una disminución de 47.2 mm y 55.4 mm en el promedio del rendimiento hídrico anual de las cuencas Quino y Muco respectivamente (Figura 5.3a,b). Evidencia reciente de Dibaba et al. [8] en la cuenca de Finchaa, Etiopía informó que, debido a los grandes cambios en LUCG, los manantiales en la cuenca se secan y el nivel de agua en los pozos disminuye.

V.3.3. Respuesta hidrológica al LUCG y al cambio climático: Efectos individuales y combinados.

V.3.3.1. Escenario de expansión forestal

La figura 5.4 muestra el escenario base de uso/cobertura del suelo (LU_2011) y el escenario futuro de expansión forestal (LU_2051) modelado para cuantificar el efecto del cambio de uso/ cobertura del suelo futuro sobre los recursos hídricos.

Se puede observar de manera espacial que la expansión de plantaciones forestales se proyecta principalmente en la zona media y baja de la cuenca tomando algunas zonas altas de las cuencas, fundamentalmente donde se encuentran áreas de matorrales. Aún cuando el modelo proyectó (simuló) la expansión forestal sobre coberturas de bosque nativo; es decir, la sustitución de bosque nativo por plantaciones forestales, proceso observado no solo en las cuencas bajo análisis si no en casi todo el centro sur de Chile [30,35,36], se ha decidido no considerar este proceso en los escenarios futuros debido a que la actual legislación forestal ha generado un marco regulatorio que incentiva la protección del bosque nativo a través de acciones de manejo y conservación [32]. De esta manera, se cobertura de bosque nativo identificada en el año 2011 se mantiene sin transformaciones hacia el futuro (figura 5.4).

El cambio porcentual proyectado para las cuencas Quino y Muco entre LU_2011 y LU_2051 provee un aumento considerable de las plantaciones forestales en un 8.1% y 14.1% lo que representa una ocupación del 35.4% y el 22.3% del total de las áreas de las cuencas para 2051 respectivamente. Por su parte este escenario de aumento en las plantaciones forestales proyecta una sustitución principalmente de los terrenos agrícolas (2.1% y 7.01%), matorrales (3.4% y 4.3%), y praderas (2.9% y 2.9%) respectivamente.

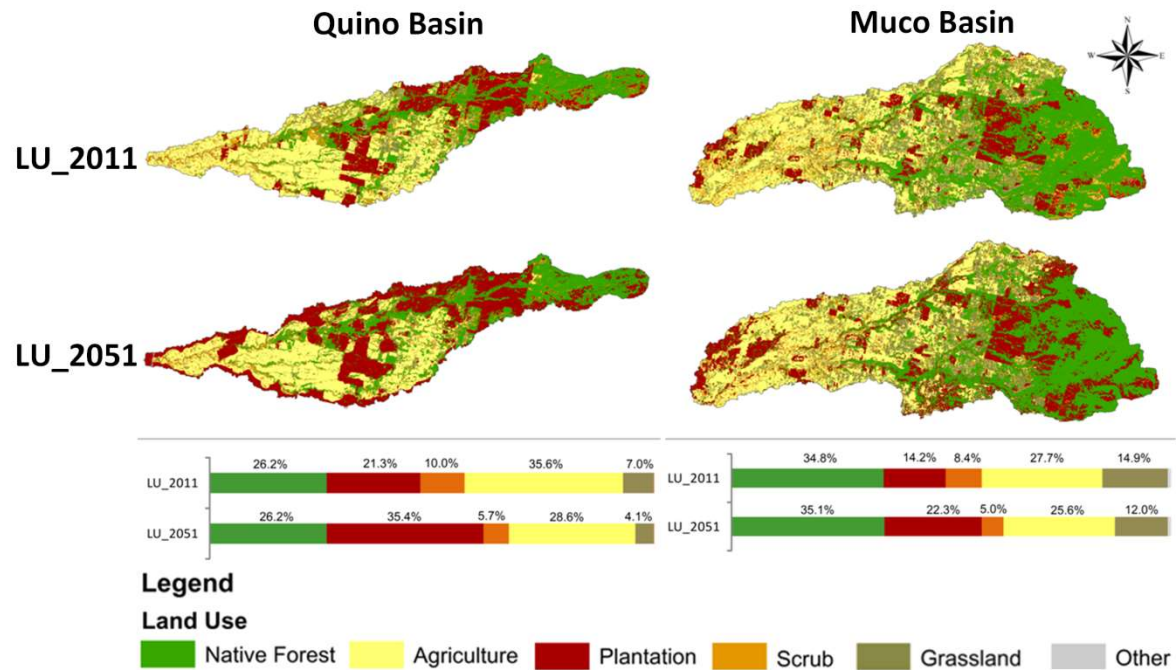


Figura 5.4. Representación espacial y porcentaje de área de cambio de uso de suelo para LU_2011 y LU_2051.

V.3.3.2. Proyecciones futuras de Cambio Climático.

Las proyecciones de cambio climático futuro utilizadas para cuantificar el efecto sobre los recursos hídricos fueron detalladas en el capítulo IV (Sección 2.4). Teniendo en cuenta estos escenarios, la tabla 2 muestra los cambios medios anuales de la temperatura y precipitación para los dos periodos de cambio climático analizados en el estudio. Las temperaturas en la cuenca Quino y Muco para el futuro inmediato (2020-2049) presenta un aumento de 0.8°C , mientras que la proyección del futuro intermedio (2050-2079) se incrementa en 1.5°C en promedio anual para ambas cuencas. Por su parte la precipitación proyecta un comportamiento decreciente con disminuciones promedio anuales de 37mm y

127mm para la cuenca Quino y disminución de 42mm y 140mm en la cuenca Muco para el futuro inmediato y el futuro intermedio respectivamente.

Tabla 5.3. Cambio medio anual de temperatura y precipitación. Modelo climático RegCM4-MPI-ESM-MR proyección RCP 8.5.

	Cuenca Quino		Cuenca Muco	
	Temperatura (°C)	Precipitación (mm)	Temperatura (°C)	Precipitación (mm)
Período Histórico / Futuro Inmediato	0.8	-37	0.8	-42
Período Histórico / Futuro Intermedio	1.5	-127	1.5	-140

V.3.3.3. Respuesta hidrológica ante escenarios futuros.

El efecto del LUCC y cambio climático bajo los escenarios individuales y combinados presentaron resultados similares en las dos cuencas hidrográficas analizadas. Este comportamiento se debe fundamentalmente a que ambas cuencas presentan condiciones climáticas y características físicas geográficas similares (Figura 5.5 y 5.6, Tabla 5.3). Para las cuencas Quino y Muco la ET presenta una tendencia creciente en todos los escenarios analizados respecto al escenario base, no obstante el efecto del cambio climático (S2 y S4) presenta una mayor repercusión para este parámetro en comparación con el efecto del LUCC (S1). Sin embargo, en los escenarios 3 y 5 la ET se ve potenciada tras la combinación del efecto del LUCC y cambio climático presentando cambios relativos de 4.75% y 8.26% para la cuenca Quino y 4.10% y 8.26% para la cuenca Muco, respectivamente (Figura 5.5a y 5.6a, Tabla 5.3). Por su parte, la percolación (PERC) presenta un aumento considerable ante el efecto del LUCC (S1), mientras que en los dos escenarios de cambio climático (S2 y S4) este parámetro mantuvo

una tendencia a la disminución en las dos cuencas de estudio, teniendo mayor impacto para el futuro intermedio con un cambio relativo de -5.27% y -5.81% para la cuenca Quino y Muco respectivamente (Tabla 5.3). No obstante, en el caso de la PERC, en el efecto combinado entre el LUCC y el cambio climático (S3 y S4) disminuyen el impacto del cambio climático sobre las cuencas Quino y Muco tras presentar tendencias opuestas que se compensan en alguna medida cuando los dos efectos tenidos en consideración (Figura 5.5b y 5.6b).

Por otro lado, La escorrentía superficial (SURQ) en sus escenarios con efectos independientes presenta valores negativos para la cuenca Quino y Muco. Sin embargo, el escenario de LUCC (S1) fue quien tuvo mayor impacto sobre la SURQ, presentando un cambio porcentual de -10.37% y -15.57% respectivamente (Tabla 5.3). Este resultado se debe al aumento de las plantaciones forestales en un 35.4% y 22.3% del área total de la cuenca Quino y Muco respectivamente (Figura 5.4). En su efecto combinado con los escenarios de cambio climático (S3 y S4) este impacto se agudiza debido a la proyección climática de aumento de temperaturas y la disminución de precipitaciones para las cuencas de estudio. (Figura 5.5c y 5.6c).

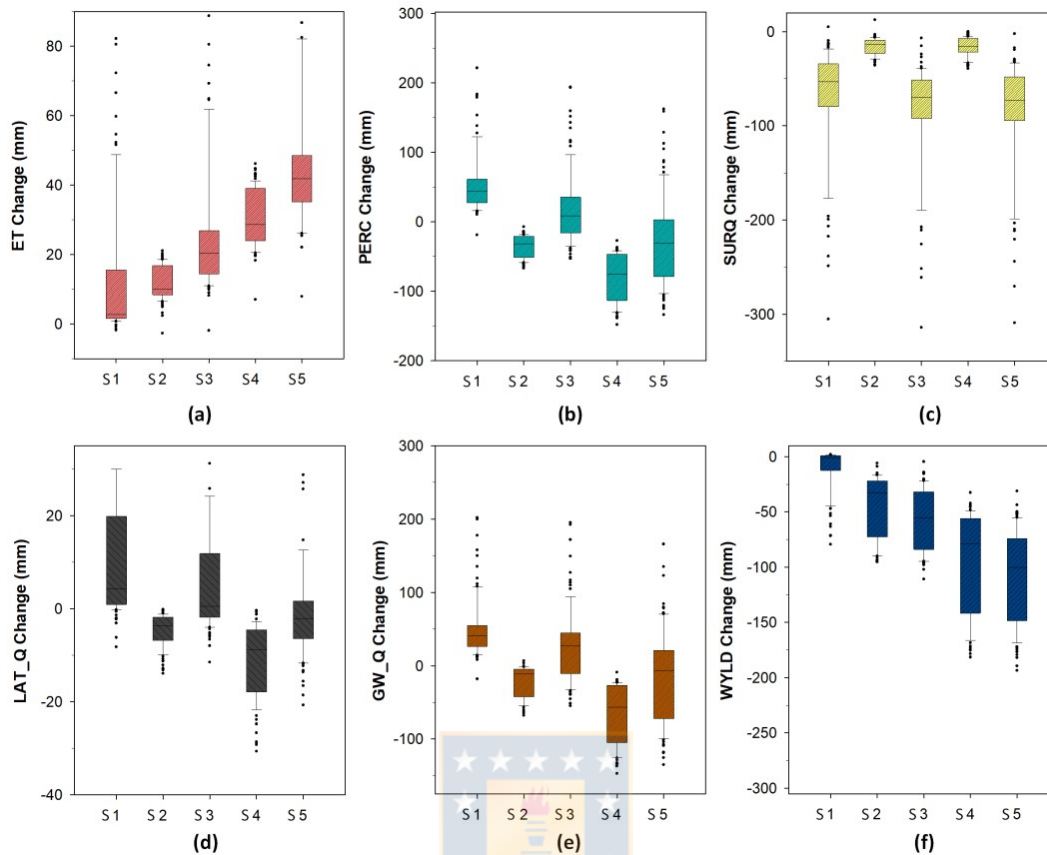


Figure 5.5: Efecto individual y combinado del cambio de uso del suelo y el cambio climático en la cuenca del Rio Quino. (Escala horizontal: S1: LU2051_Historical; S2: LU2011_Futuro inmediato; S3: LU2051_Futuro inmediato; S4: LU2011_Futuro intermedio; S5: LU2051_Futuro intermedio).

Respecto a las variables flujo lateral (LAT_Q) y flujo subterráneo (GW_Q), estas presentan las mismas tendencias para los cinco escenarios analizados tanto para la cuenca Quino como para la cuenca Muco. La figura 5.5 d,e y la figura 5.6 d,e muestran que el escenario de LUCC (S1) para LAT_Q y GW_Q tuvo un efecto favorable con cambios relativos de 8.51% y 9.61% para la cuenca Quino y un 13.55% y 14.90% para la cuenca Muco respectivamente (Tabla 5.3). Por su parte los escenarios de cambio climático (S2 y S4) causan un impacto desfavorable en ambas cuencas de estudio. El efecto combinado entre el LUCC y los escenarios

de cambio climático (S3 y S5) muestran una compensación favorable para ambos parámetros; no obstante, se puede observar una mayor influencia del LUCC. Estos resultados están relacionados con el aumento de plantación forestal y disminución la las áreas agrícolas y matorrales que se proyecta en el escenario futuro de LUCC (LU_2051) con respecto al escenario base (LU_2011).

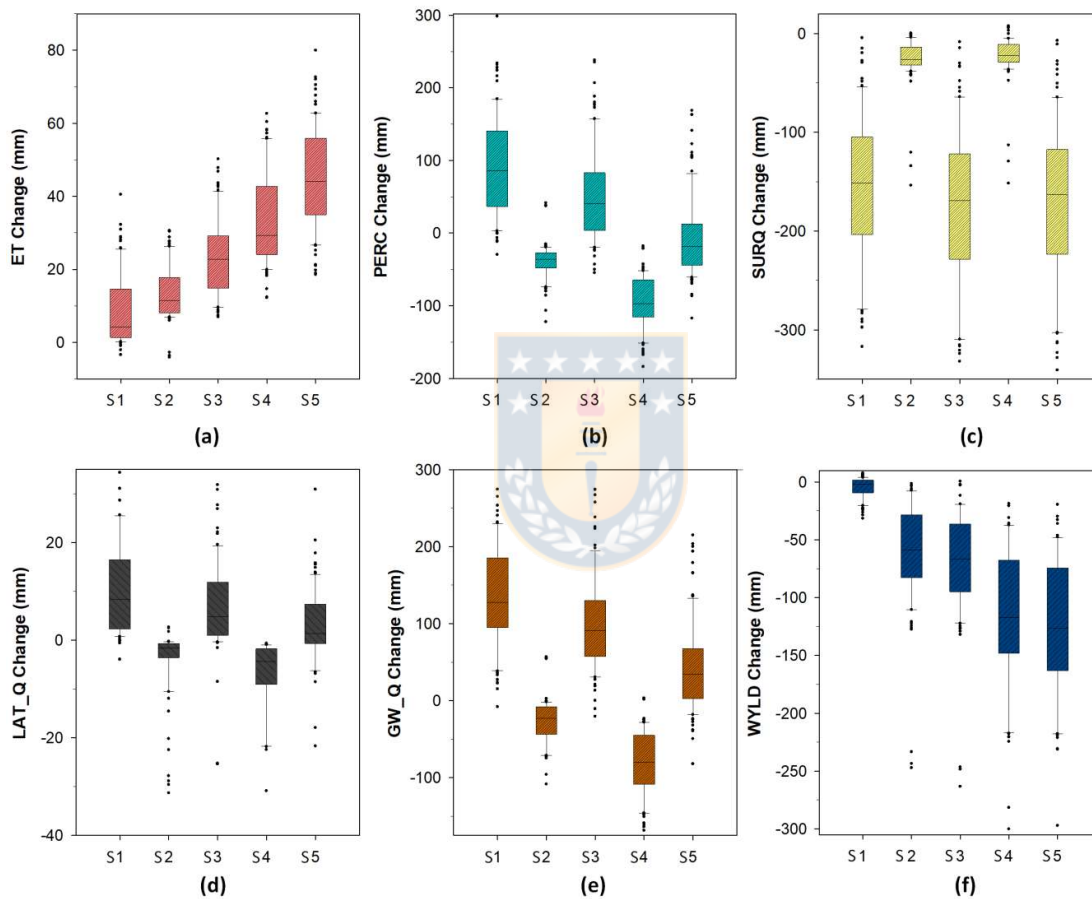


Figure 5.6: Efecto individual y combinado del cambio de uso del suelo y el cambio climático en la cuenca del Río Muco. (Escala horizontal: S1: LU2051_Historical; S2: LU2011_ Futuro inmediato; S3: LU2051_ Futuro inmediato; S4: LU2011_ Futuro intermedio; S5: LU2051_ Futuro intermedio).

Finalmente, el rendimiento del recurso hídrico (WYLD) presentó una marcada tendencia a la disminución ante ambos estresores. En la figura 5.5f y 5.6f puede ser observado que el comportamiento del rendimiento presenta mayor impacto ante los escenarios de cambio climático (S2 y S4) con respecto al escenario de LUCC (S1). En su efecto combinado (S3 y S5) la disminución del rendimiento hídrico se agudiza, presentando cambios relativos de -3.18% y -6.18% para la cuenca Quino y de -2.80% y -5.53% para la cuenca Muco, respectivamente (Tabla 5.3). En consecuencia, la variabilidad climática conduce a un impacto directo en la hidrología de las cuencas. Dichos resultados, en concordancia con lo observado en la sección V.3.3.1, comprueban en gran medida hipótesis establecidas en la investigación demostrando que el cambio de uso de suelo ocurrido en los últimos 30 años provocó una pérdida del recurso hídrico en el centro sur de Chile y que esta disminución podría verse intensificada en el futuro teniendo en cuenta el efecto del cambio climático y la progresiva actividad forestal proyectada para la región.

La alta sensibilidad de los componentes del balance hídrico al cambio climático ha sido informado en otros estudios en diferentes partes del mundo [3,20,37–39]. Por ejemplo, el estudio de Shi et al. [3] en la parte superior del río Huai, China informó que el efecto combinado de LULC y el cambio climático ha aumentado el agua superficial, la evapotranspiración y el flujo de la corriente. Sin embargo, los impactos diferenciados de LULC y la variabilidad climática en el proceso hidrológico muestran un cambio en el caudal debido a que los efectos de la variabilidad climática en el proceso hidrológico fueron compensados por el

efecto de LUCC. Un estudio combinado de LUCC y cambio climático en la cuenca del río Hoeya de Corea por Kim et al. [39] también muestra que el escenario combinado era similar al escenario de cambio climático únicamente. Zhang et al. [16] estudiaron los efectos sobre el caudal de la cuenca del río Fenhe de China. El estudio encontró una mayor influencia del uso de la tierra en el flujo de los arroyos que el cambio climático.

Tabla 5.4: Cambio relativo de los parámetros del ciclo hidrológico para las cuencas Quino y Muco.

Cambio Relativo Anual (%)					
Cuenca Quino					
	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5
ET	2.40	2.03	4.75	5.27	8.26
PERC	9.69	-4.11	5.25	-9.52	-0.42
SURQ	-10.37	-2.73	-13.05	-2.38	-12.64
LAT_Q	8.51	-3.45	4.82	-7.92	0.07
GW_Q	9.61	-2.05	7.33	-7.45	1.62
WYLD	-0.70	-2.37	-3.18	-5.26	-6.18
Cuenca Muco					
	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5
ET	1.50	2.35	4.10	5.81	7.78
PERC	8.66	-3.87	4.50	-9.74	-1.64
SURQ	-15.57	-2.12	-17.37	-1.76	-16.91
LAT_Q	13.55	-3.14	10.02	-7.93	4.81
GW_Q	14.90	-2.40	11.83	-8.15	5.80
WYLD	-0.30	-2.35	-2.80	-4.98	-5.53

El reciente estudio de Coffel et al. [40] también reveló que con el aumento de la temperatura regional, el equilibrio hídrico de la cuenca del Nilo Azul puede verse limitado. El informe sostiene además que la tendencia continúa a pesar del aumento de las precipitaciones proyectadas por los modelos climáticos. La disminución de la escorrentía amplifica los efectos de la seguridad hídrica en la

cuenca. Con el LUCC y los cambios climáticos, la humedad del suelo requerida para el crecimiento de los cultivos se reduce y los problemas de degradación de la tierra de la cuenca de Finchaa ocurren a medida que el deslizamiento de tierra y el barranco se vuelven severos[24]. Por su parte los estudios de investigación de Vlek et al. [13] informaron además que la degradación de la tierra está relacionada con el deterioro de las condiciones climáticas y la intervención humana.

En el presente estudio se pudo constatar que para ambas cuencas hidrográficas del sur de Chile la ET tiene una alta sensibilidad al efecto del cambio climático agudizando su impacto desfavorable con el efecto del LUCC. Mientras que el SURQ presenta una mayor sensibilidad con el efecto del LUCC, empeorando su proyección desfavorable al incorporar los escenarios de cambios climáticos. Por otro lado, la PERC, LAT_Q y GW_Q presentaron una alta sensibilidad al efecto del LUCC el cual sufre una compensación tras el efecto del cambio climático. La variabilidad de estos parámetros conduce a que el rendimiento del recurso hídrico en las cuencas responde a los factores forzantes de forma similar a la evapotranspiración, presentando una gran sensibilidad al cambio climático y siendo agravado por los LUCC, lo cuál debería ser considerado ante la toma de decisiones pertinentes al evaluar la implementación de medidas para la mitigación de los efectos del cambio climático en la región.

V. 4. Perspectivas futuras de investigación

La presente investigación ha propiciado al grupo de trabajo las bases para dar continuidad a estudios que permitan ahondar en las consecuencias que podría traer a la región los efectos predichos causados por los estresores climáticos y de

cambio de uso del suelo. De este modo surgen nuevas preguntas de investigación que podrían ser abordadas en futuros trabajos tales como la regionalización de los efectos en zonas costeras y cordilleranas del centro sur de Chile debido a la influencia altitudinal y climática. Adicionalmente se plantea analizar las posibles consecuencias de la disminución del rendimiento hídrico proyectada sobre los servicios ecosistémicos de la región. De esta forma, en base a los resultados obtenidos en el presente proyecto doctoral, con enfoque a medidas de planificación territorial que permitan anticiparse a escenarios desfavorables en la región y fomentar la conservación de recursos ecosistémicos, pudiera aumentar el impacto de la investigación realizada.

V. 5. Conclusiones

Los hallazgos de este trabajo permitieron distinguir los efectos de LUCC y el cambio climático en los componentes del balance hídrico de la cuenca Quino y Muco. En consecuencia, el proceso metro-hidrológico podría cambiar en probabilidad e intensidad debido al cambio climático, pero también debido al uso local del suelo / cambio de cobertura del suelo. Si se considera el cambio climático por sí solo, el aumento de temperatura y la disminución de la precipitación prevista disminuiría la percolación, la escorrentía superficial, flujo lateral, el agua subterránea y el rendimiento total de agua, mientras que se experimenta un aumento de la evapotranspiración. Sin embargo, la percolación, flujo lateral y el agua subterránea aumentan con el cambio en el uso/cobertura del suelo, debido al aumento de las plantaciones forestales y disminución de la agricultura y matorrales. Mientras que la evapotranspiración y el rendimiento de agua

mantienen una tendencia de aumento y disminución respectivamente tanto para el cambio de uso/cobertura del suelo como para el cambio climático. En general, la sensibilidad de los recursos hídricos para el uso/cobertura de la tierra y el cambio climático en la cuenca Quino y Muco muestra que el efecto del cambio de uso/cobertura del suelo se agudiza significativamente por el efecto del cambio climático.

El análisis del estudio sugiere que las evaluaciones de impacto del uso combinado de la tierra/cobertura terrestre y el cambio climático en la cuenca Quino y Muco pueden ser representadas correctamente por las simulaciones SWAT. Sin embargo, la disponibilidad y calidad limitadas de los datos hidroclimáticos en la región necesitan atención urgente para mejorar nuestra comprensión del cambio en el clima y las LUCC existentes y futuras.

Los hallazgos de este estudio proporcionaron información importante sobre las influencias relativas de cómo el proceso hidrológico de las cuencas responde a los cambios en el uso/cobertura del suelo y al cambio climático. Esto podría ayudar a planificar intervenciones adecuadas de gestión de los recursos hídricos. El resultado destaca la necesidad de desarrollos regionales y cooperación para impulsar estrategias de gestión sólidas y resilientes al clima y para contrarrestar los rápidos cambios climáticos en las cuencas.

Referencias

1. Luck, M.; Landis, M.; Gassert, F. Aqueduct Water Stress Projections: Decadal projections of water supply and demand using CMIP5 GCMs. *World Resour. Inst. Technical Note* **2015**, 1–20.
2. Duan, W.; Chen, Y.; Zou, S.; Nover, D. Managing the water-climate- food nexus for sustainable development in Turkmenistan. *J. Clean. Prod.* **2019**, *220*, 212–224.
3. Shi, P.; Ma, X.; Hou, Y.; Li, Q.; Zhang, Z.; Qu, S.; Chen, C.; Cai, T.; Fang, X. Effects of Land-Use and Climate Change on Hydrological Processes in the Upstream of Huai River, China. *Water Resour. Manag.* **2013**, *27*, 1263–1278.
4. Guo, J.; Zhang, Z.; Zhou, J.; Wang, S.; Strauss, P. Decoupling Streamflow Responses to Climate Variability and Land Use/Cover Changes in a Watershed in Northern China. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **2014**, *50*, 1425–1438.
5. Rakhimova, M.; Liu, T.; Bissenbayeva, S.; Mukanov, Y.; Gafforov, K.S.; Bekpergenova, Z.; Gulakhmadov, A. Assessment of the impacts of climate change and human activities on runoff using climate elasticity method and general circulation model (GCM) in the buqtyrma River Basin, Kazakhstan. *Sustain.* **2020**, *12*.
6. Ghazal, K.A.; Leta, O.T.; El-Kadi, A.I.; Dulai, H. Assessment of wetland

restoration and climate change impacts on water balance components of the Heeia coastal wetland in Hawaii. *Hydrology* **2019**, 6.

7. Martínez-Retureta, R.; Aguayo, M.; Stehr, A.; Sauvage, S.; Echeverría, C.; Sánchez-Pérez, J.M. Effect of land use/cover change on the hydrological response of a southern center basin of Chile. *Water (Switzerland)* **2020**, 12, 1–21.
8. Dibaba, W.T.; Demissie, T.A.; Miegel, K. Drivers and Implications of Land Use/Land Cover Dynamics in Finchaa Catchment, Northwestern Ethiopia. *Land* **2020**, 9, 1–20.
9. Lambin, E.F.; Turner, B.L.; Geist, H.J.; Agbola, S.B.; Angelsen, A.; Bruce, J.W.; Coomes, O.T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; et al. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Glob. Environ. Chang.* **2001**, 11, 261–269.
10. Foley, J.A.; Defries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; et al. Global Consequences of Land Use. *Science (80-.)*. **2005**, 309, 570–575.
11. Martin, N. Watershed-scale, probabilistic risk assessment of water resources impacts from climate change. *Water (Switzerland)* **2021**, 13.
12. Tomer, M.D.; Schilling, K.E. A simple approach to distinguish land-use and climate-change effects on watershed hydrology. *J. Hydrol.* **2009**, 376, 24–33.
13. Vlek, P. L. G., Khamzina, A. & Tamene, L. Land degradation and the

Sustainable Development Goals: Threats and potential remedies. *CIAT Publ. No. 440. Int. Cent. Trop. Agric. (CIAT), Nairobi, Kenya 2017*, 67.

14. Guo, H.; Hu, Q.; Jiang, T. Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China. *J. Hydrol.* **2008**, *355*, 106–122.
15. Tu, J. Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA. *J. Hydrol.* **2009**, *379*, 268–283.
16. Dile, Y.T.; Berndtsson, R.; Setegn, S.G. Hydrological Response to Climate Change for Gilgel Abay River, in the Lake Tana Basin - Upper Blue Nile Basin of Ethiopia. *PLoS One* **2013**, *8*, 12–17.
17. Shawul, A.A.; Chakma, S.; Melesse, A.M. The response of water balance components to land cover change based on hydrologic modeling and partial least squares regression (PLSR) analysis in the Upper Awash Basin. *J. Hydrol. Reg. Stud.* **2019**, *26*, 100640.
18. Qi, S.; Sun, G.; Wang, Y.; McNulty, S.G.; Myers, J.A.M. Streamflow response to climate and landuse changes in a coastal watershed in North Carolina. *Trans. ASABE* **2009**, *52*, 739–749.
19. Wu, F.; Zhan, J.; Su, H.; Yan, H.; Ma, E. Scenario-Based Impact Assessment of Land Use/Cover and Climate Changes on Watershed Hydrology in Heihe River Basin of Northwest China. *Adv. Meteorol.* **2015**,
20. Pan, S.; Liu, D.; Wang, Z.; Zhao, Q.; Zou, H.; Hou, Y.; Liu, P.; Xiong, L.

Runoff responses to climate and land use/cover changes under future scenarios. *Water (Switzerland)* **2017**, *9*, 1–23.

21. Rahman, K.; da Silva, A.G.; Tejeda, E.M.; Gobiet, A.; Beniston, M.; Lehmann, A. An independent and combined effect analysis of land use and climate change in the upper Rhone River watershed, Switzerland. *Appl. Geogr.* **2015**, *63*, 264–272.
22. Zamora-Gutierrez, V.; Pearson, R.G.; Green, R.E.; Jones, K.E. Forecasting the combined effects of climate and land use change on Mexican bats. *Divers. Distrib.* **2018**, *24*, 363–374.
23. Langerwisch, F.; Vaclavik, T.; Von Bloh, W.; Vetter, T.; Thonicke, K. Combined effects of climate and land-use change on the provision of ecosystem services in rice agro-ecosystems. *Environ. Res. Lett.* **2018**, *13*.
24. Dibaba, W.T.; Demissie, T.A.; Miegel, K. Watershed hydrological response to combined land use/land cover and climate change in highland ethiopia: Finchaa catchment. *Water (Switzerland)* **2020**, *12*.
25. Abbaspour, K.C.; Vaghefi, S.A.; Srinivasan, R. A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: A review of papers from the 2016 international SWAT conference. *Water (Switzerland)* **2017**, *10*.
26. Abbaspour, K.C.; Yang, J.; Maximov, I.; Siber, R.; Bogner, K.; Mieleitner, J.; Zobrist, J. Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur

- watershed using SWAT. *J. Hydrol.* **2007**, 333, 413–430.
27. Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Trans. ASABE* **2007**, 50, 885–900.
 28. Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R. *Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation.*; Soil and Water Research Laboratory: Temple, TX, 2005.
 29. Gassman, P.W.; Reyes, M.R.; Green, C.H.; Arnold, J.G. The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **2007**, 50, 1211–1250.
 30. Heilmayr, R.; Echeverría, C.; Fuentes, R.; Lambin, E.F. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Appl. Geogr.* **2016**, 75, 71–82.
 31. Aguayo, M.; Stehr, A. Respuesta hidrológica de una cuenca de meso escala frente a futuros escenarios de expansión forestal. *Rev. Geogr. Norte Gd.* **2016**, 65, 197–214.
 32. Ministerio de Agricultura; Conaf . *Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal y reglamentos (Ley N° 20.283)*; 2008;
 33. Tamm, O.; Maasikamäe, S.; Padari, A.; Tamm, T. Modelling the effects of land use and climate change on the water resources in the eastern Baltic Sea region using the SWAT model. *Catena* **2018**, 167, 78–89.

34. Cecílio, R.A.; Pimentel, S.M.; Zanetti, S.S. Modeling the influence of forest cover on streamflows by different approaches. *Catena* **2019**, *178*, 49–58.
35. Aguayo, M.; Pauchard, A.; Azócar, G.; Parra, O. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Rev. Chil. Hist. Nat.* **2009**, *82*, 361–374.
36. Miranda, A.; Altamirano, A.; Cayuela, L.; Pincheira, F.; Lara, A. Different times , same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Appl. Geogr.* **2015**, *60*.
37. Woldesenbet, T.A.; Elagib, N.A.; Ribbe, L.; Heinrich, J. Catchment response to climate and land use changes in the Upper Blue Nile sub-basins, Ethiopia. *Sci. Total Environ.* **2018**, *644*, 193–206.
38. Phung, Q.A.; Thompson, A.L.; Baffaut, C.; Costello, C.; Sadler, E.J.; Svoma, B.M.; Lupo, A.; Gautam, S. Climate and Land Use Effects on Hydrologic Processes in a Primarily Rain-Fed, Agricultural Watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **2019**, *55*, 1196–1215.
39. Kim, J.; Choi, J.; Choi, C.; Park, S. Impacts of changes in climate and land use/land cover under IPCC RCP scenarios on streamflow in the Hoeya River Basin, Korea. *Sci. Total Environ.* **2013**, *452–453*, 181–195.
40. Coffel, E.D.; Keith, B.; Lesk, C.; Horton, R.M.; Bower, E.; Lee, J.; Mankin, J.S. Future Hot and Dry Years Worsen Nile Basin Water Scarcity Despite Projected Precipitation Increases. *Earth's Futur.* **2019**, *7*, 967–977.

CONCLUSIONES GENERALES

1. En las cuencas de estudio pudo comprobarse una continua disminución del área ocupada por bosques nativos y matorrales entre los años 1986, 2001 y 2011 debido, entre otros factores, a su sustitución por plantaciones exóticas. De este modo, los mayores aumentos porcentuales de área ocupadas por plantaciones exóticas se experimentó en la cuenca Andalién, con un aumento del 28.6% entre 1986 y 2011, llegando a ocupar al final de este período cerca del 64% del área total de la cuenca. Este escenario es diferente a las cuencas de los ríos Quino y Muco que aún presentan más del 60% de sus áreas totales cubiertas entre bosques nativos y agricultura. Sin embargo, en las cuencas Quino y Muco se presentó una tendencia similar de cambio de uso del suelo con una disminución alrededor del 23% y 13% de los bosques nativos y un aumento cercano al 18% y 13% de plantaciones exóticas respectivamente entre 1986 y 2011, situación que plantea un desafío preocupante para la gestión futura de estas cuencas incluso cuando se cumplieran las normativas actuales que limitan la sustitución de especies nativas en territorio chileno (Ley 20283, 2011).

2. El notable impacto del cambio de uso/cobertura del suelo entre 1986 y 2011 implicó repercusiones directas sobre el comportamiento de los componentes del ciclo hidrológico para las tres cuencas de estudio. De este modo, la evapotranspiración experimentó aumentos significativos en su promedio anual, provocando la disminución del rendimiento del recurso hídrico de las cuencas. Este efecto puede ser asociado al incremento de plantaciones

forestales y el consecuente aumento del área foliar que favorece la intercepción de la lluvia, la radiación y el área disponible para la evapotranspiración. Asimismo, en las cuencas Quino y Muco, pudo cuantificarse un aumento significativo en el flujo superficial y la disminución de la recarga de agua subterránea asociado principalmente a la expansión de las tierras agrícolas y de plantaciones forestales durante este período. Dichos patrones revelan que la conversión masiva del uso del suelo de estas cuencas hidrográficas hacia agricultura y plantaciones exóticas intensivas pudiera reducir la capacidad de infiltración del suelo, provocando que una gran parte de la lluvia se convierta directamente en escorrentía superficial y otra sea absorbida por las plantaciones de rápido crecimiento acarreado una disminución del flujo subterráneo y del rendimiento hídrico.

3. El análisis de la variabilidad climática acaecida en las cuencas Quino y Muco permitió ratificar la existencia de tendencias significativas al descenso de los promedios anuales de precipitaciones, acompañado por un aumento de las temperaturas en el período de 35 años comprendido entre 1982 y 2016. Tales tendencias condicionaron la variación de los componentes hidrológicos de las cuencas conduciendo a la disminución del rendimiento hídrico. De este modo pudo comprobarse una relación directamente proporcional entre la precipitación y la evapotranspiración, percolación, flujo superficial y flujo subterráneo. Asimismo, la temperatura mostró una mayor influencia con proporcionalidad inversa sobre la evapotranspiración en ambas cuencas de estudio.

4. La modelación hidrológica permitió determinar los efectos que podrían acarrear la proyección climática RCP 8.5 y la posible expansión forestal en las cuencas Quino y Muco, dilucidándose la mayor o menor influencia de ambos estresores y la respuesta del sistema ante su acción conjunta. De este modo, ante posibles escenarios futuros que proyectan tendencias sostenidas al aumento de las plantaciones forestales así como el aumento de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones, la sensibilidad de los recursos hídricos pudiera verse agudizada. El efecto combinado de estos factores, conduciría a potenciar el incremento de la evapotranspiración y el flujo superficial, disminuyendo el rendimiento del recurso hídrico en las cuencas, lo cuál debería ser considerado ante la toma de decisiones pertinentes al evaluar la implementación de medidas para la mitigación de los efectos del cambio climático en la región.

5. El estudio realizado constató que la variabilidad climática y el cambio de uso de suelo ocurridos en los últimos 30 años en las cuencas Quino y Muco condujo a un impacto directo en la hidrología de las cuencas provocando una pérdida del recurso hídrico en esta zona. Aún más, pudiera predecirse que teniendo en cuenta el efecto del cambio climático y la progresiva actividad forestal proyectada para la región esta disminución podría verse intensificada en el futuro provocando pérdidas en el rendimiento del recurso hídrico en el centro sur de Chile.

REFERENCIAS GENERALES

- ABBASPOUR, K.C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, B.. 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *J. Hydrol*, 524, 733–752.
- ADUGNA, A; ABEGAZ, A.. 2016. Effects of land use changes on the dynamics of selected soil properties in northeast Wellega. Ethiopia. *Soil*, 2 (1), 63–70.
- AGUAYO, M; STEHR, A; LINK, O.. 2016. Respuesta hidrológica de una cuenca de meso escala frente a futuros escenarios de expansión forestal. *Rev. Geogr, Norte Gd*, 65, 197-214.
- AGUAYO, M; PAUCHARD, A; AZOCAR, G; PARRA, O.. 2009. Land use change in South-Central Chile at the end of the XXth century. Understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 361-374.
- AGUAYO, M; WIEGAND, T; AZÓCAR, G; WIEGAND, K; VEGA, C.. 2007. Revealing the driving forces of midcities urban growth patterns using spatial modeling: a case study of Los Ángeles, Chile. *Ecology and Society*, Vol. 12, Nº 1, p. 13. Disponible en Internet: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art13/>
- ALLAN, J.D.. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*, 35, 257–284.

ALTAMIRANO, A; APLIN, P; MIRANDA, A; CAYUELA, L; ALGAR, A; FIELD, R..
2013. High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape
measures. Applied Geography, Vol. 40,p. 199-211.

ALTAMIRANO, A; LARA, A.. 2010. Deforestación en ecosistemas templados de la
precordillera andina del centro-sur de Chile, Bosque Valdivia, 31, 53–64.

ARAYA-OSES, D.; CASANUEVA, A.; ROMÁN-FIGUEROA, C.; URIBE, J.M.;
PANEQUE, M..2020. Climate change projections of temperature and
precipitation in Chile based on statistical downscaling. Clim. Dyn, 54, 4309–
4330.

ARNELL, N.W. Y REYNARD, N.S.. 1996. The effects of climate change due to
global warming on river flow in Great Britain. J Hydrol, 183, 397-424.

ARNOLD, J.G. Y FOHRER, N.. 2005. SWAT 2000: current capabilities and
research opportunities in applied watershed modelling. Hydrological
Processes, Vol. 19, N° 3, p. 563-572.

ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY, E.B.;
NEITSCH, S.L.. 2012. SWAT 2012 Input/Output Documentation; Texas A&M:
College Station, TX, USA.

BAO, Z; ZHANG, J; WANG, G; FU, G; HE, R; YAN, X; JIN, J; LIU, Y; ZHANG, A..
2012. Attribution for decreasing streamflow of the Haihe River basin, northern
China: Climate variability or human activities? J. Hydrol, 460, 117–129.

- BARRIENTOS, G.; HERRERO. A.; IROUMÉ. A.; MARDONES. O.; BATALLA. R. J..2020. Modelling the Effects of Changes in Forest Cover and Climate on Hydrology of Headwater Catchments in South-Central Chile. *Water*, 12(6).
- BERGSTRÖM, S.. 1992. *The HBV Model—Its Structure and Applications*. SMI-II: Norrköping, Sweden.
- BOSCH, J.M. Y HEWLETT, J.D.. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55, 3-23.
- BOUGHTON, W; CHIEW, F.. 2007. Estimating runoff in ungauged catchments from rainfall, PET and the AWBM model. *Environ. Model. Softw*, 22, 476–487.
- BRONSTERT, A; NIEHOFF, D; BURGER, G.. 2002. Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities. *Hydrological Processes* 16 (2), 509-529.
- BROVKIN, V.S; SITCH, W; VON BLOH, M; CLAUSSEN, E; BAUER W; CRAMER.. 2004. Role of land cover changes for atmospheric CO₂ increase and climate change during the last 150 years. *Global Change Biology*, 10, 1253-1266.
- BROWN, A.E; ZHANG, L; MCMAHON, T.A; WESTERN, A.W; VERTESSY, R.. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, Vol. 310, p. 28-61.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CALDER, I.R.. 1992. Hydrologic Effects of Land-Use Change. En: MAIDMENT, D.R. (editors). Handbook of Hydrology. New York: Mc Graw-Hill.
- CHEN, L; XIE, G; ZHANG, C; PEI, S; FAN, N; GE, L; ZHANG, C.. 2011. Modelling Ecosystem Water Supply Services across the Lancang River Basin. Journal of Resources and Ecology, 2(4), 322-327.
- CHONG-YU, XU.. 2002. "Hydrologic models". Uppsala University. Suecia.
- CIREN.. 1999. Estudio agrológico VIII Región. Descripción de suelos, materiales y símbolos. Santiago de Chile.
- CIREN.. 2002a. Estudio agrológico IX Región. Descripción de suelos, materiales y símbolos. Santiago de Chile.
- CONAMA-DGF.. 2006. Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI, Comisión Nacional del Medio Ambiente. Departamento de Geofísica. Facultad de Ciencias. Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile.
- (CR)².. 2018. Simulaciones climáticas regionales. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia, 26.
- DE GROOT, R.S; ALKEMADE, R; BRAAT, L; HEIN, L; WILLEMEN, L.. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecol. Complex. 7, 260–272.

- DIAZ-NIETO, J.Y WILBY, R.L.. 2005. A comparison of statistical downscaling and climate change factor methods: impacts on low flows in the River Thames, United Kingdom. *Climatic Change*, 69, 245 - 268.
- DIBABA, W.T.; DEMISSIE, T.A.; MIEGEL, K..2020. Watershed hydrological response to combined land use/land cover and climate change in highland ethiopia: Finchaa catchment. *Water (Switzerland)*, 12.
- DILE, Y.T; BERNDTSSON, R.; SETEGN, S.G..2013. Hydrological Response to Climate Change for Gilgel Abay River, in the Lake Tana Basin—Upper Blue Nile Basin of Ethiopia. *PLoS ONE*, 8, e79296.
- ECHEVERRÍA, C; NEWTON, A; NAHUELHUAL, L; COOMES, D; REY-BENAYAS; J.M.. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32 (2), 822-831.
- ECHEVERRÍA, C; COOMES, D; SALAS, J; REY-BENAYAS, J.M; LARA, A ET AL.. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, 130, 481-494
- ECKHARDT, K; BREUER, L; FREDE H.G.. 2003. Parameter uncertainty and the significance of simulated land use change effects. *Journal of Hydrology*, 273 (1-4), 164-176.
- FALVEY, M.Y; GARREAUD, R.D.. 2009. Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast

of subtropical South America (1979–2006). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 114.

FISHER, B; TURNER, K.R; MORLING, P.. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 643-653.

FOLEY, J.A; DEFRIES, R; ASNER, G.P; BARFORD, G.C; BONAN, G; CARPENTER, S.R; CHAPIN, F.S; COE, M.T; DAILY, G.C; GIBBS, H.K; HELKOWSKI, J.H; HOLLOWAY, J.T; HOWARD, E.A; KUCHARIK, C.J; MONFREDA, C; PATZ, J.A; PRENTICE, I.C; RAMANKUTTY, N; SNYDER, P.K.. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.

FOHRER, N; HAVERKAMP, S; ECKHARDT, K; FREDE, H. G.. 2001. Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Physics And Chemistry of The Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere*, Vol. 26, Nº 7-8, p. 577-582.

FUENZALIDA, H; ACEITUNO, P; FALVEY, M; GARREAUD, R; ROJAS, M; SANCHEZ, R.. 2007. Study on climate variability for Chile during the 21st century. Santiago, Chile.

FUNK, C; PETERSON, P; LANDSFELD, M; PEDREROS, D; VERDIN, J; SHUKLA, S; MICHAELSEN, J.. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 150066.

- GUSE, B.; REUSSER, D.E.; FOHRER, N.. 2014. How to improve the representation of hydrological processes in SWAT for a lowland catchment Temporal analysis of parameter sensitivity and model performance. *Hydrol. Process*, 28, 2651–2670.
- HAINES-YOUNG, R. AND M. POTSCHEIN.. 2012. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- HAINES-YONG R, M. POTSCHEIN, F. KIENAST.. 2013. Indicators of ecosystem service potential at European scales. Mapping marginal changes and trade-offs *Ecol. Indic*, 21, pp. 39–53
- HEILMAYR, R; ECHEVERRÍA, C; FUENTES, R; LAMBIN, E.F.. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, 71-82.
- HERNÁNDEZ, H.J; GALLEGUILLOS, M; ESTADES, C.. 2016. Mapa de Cobertura de Suelos de Chile 2014: Descripción del Producto. Laboratorio GEP, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.
- HUBER, A; IROUMÉ, A. Y BATHURST, J.. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantation on water balance in Chile. *Hydrological Process*, Vol. 22, p.142-148.
- HUBER, A. E IROUME, A.. 2001. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *Journal of Hydrology*, 248, 78-92.

HUNDECHA, Y BARDOSSY, A.. 2004. Modeling of the effect of land use changes on the runoff generation of a river basin through parameter regionalization of a watershed model. *Journal of hydrology*, 292 (1-4), 281-295.

IPCC.. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Houghton, J.T.,Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881pp.

IPCC.. 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1757–1776). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

IROUMÉ , A. Y PALACIOS, H.. 2013. Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology*, 505, 113-125.

IROUMÉ, A; HUBER, A; SCHULZ, K.. 2005. Summer flows in experimental catchments with different forest covers, Chile. *Journal of Hydrology*, Vol. 300, N° 1-4, p. 300-313.

JAVAHERIAN, M.; EBRAHIMI, H.; AMINNEJAD, B.. 2020. Prediction of changes in climatic parameters using CanESM2 model based on Rcp scenarios (case

study): Lar dam basin. Ain Shams Eng. J, 2–11.

KHALID, K.; ALI, M.F.; RAHMAN, N.F.A.; MISpan, M.R.; HARON, S.H.; OTHMAN, Z.; BACHOK, M.F.. 2016. Sensitivity Analysis in Watershed Model Using SUFI-2 Algorithm. *Procedia Eng*, 162, 441–447.

KLOCKING, B. Y HABERLANDT, U.. 2002. Impact of land use changes on water dynamics-a case study in temperate meso and macroscale river basins. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 27, N° 9-10, p. 619-629.

KUNDZEWICZ, Z.W; MATA, L.J; ARNELL, N.W; DÖLL, P; KABAT, P; JIMÉNEZ, B; MILLER, K.A; OKI, T; SEN, Z. Y SHIKLOMANOV, I.A... 2007. Freshwater resources and their management. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 173-210.

LAHMER, W; PFUTZNER, B; BECKER, A.. 2001. Assessment of land use and climate change impacts on the mesoscale. *Physics and Chemistry of the Earth Part B-Hydrology Oceans and Atmosphere* 26 (7-8), 565-575.

LAMBIN, EF; TURNER, BL; GEIST, HJ; AGBOLA, SB; ANGELSEN, A; BRUCE, JW; COOMES, OT; DIRZO, R; FISCHER, G; FOLKE, C; GEORGE, PS; HOMEWOOD, K; IMBERNON, J; LEEMANS, R; LI, XB; MORAN, EF; MORTIMORE, M; RAMAKRISHNAN, PS; RICHARDS, JF; SKANES, H; STEFFEN, W; STONE, GD; SVEDIN, U; VELDKAMP, TA; VOGEL, C; XU,

JC.. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 11, 261-269.

LARA, A; LITTLE, C; URRUTIA, R; MCPHEE, J; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C; OYARZÚN, C; SOTO, D; DONOSO, P; NAHUELHUAL, L; PINO, M; ARISMENDI, I.. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, Vol. 258, p. 415-424.

LARA, A; SOLARI, M.E; PRIETO, M.D.R; PEÑA, M.P.. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43°30'S). *Bosque Valdivia*, 33, 13–23.

LI, S.M; XIE, G.D; ZHANG, C.X; GAI, L.. 2010. Flow process of water conservation service of forest ecosystem. *Journal of Natural Resources*, 25(4), 585–593.

LITTLE, C; LARA, A; MCPHEE, J, URRUTIA, R.. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, 374, 162-170.

LIU, J; CHEN, X; ZHANG, J; FLURY, M.. 2009. Coupling the Xinanjiang model to a kinematic flow model based on digital drainage networks for flood forecasting. *Hydrol. Process*, 23, 1337–1348.

LÓPEZ-MORENO, J.I; ZABALZA, J; VICENTE-SERRANO, S.M; REVUELTO, J; GILABERTE, M; AZORIN-MOLINA, C; MORÁN-TEJEDA, E; GARCÍA-RUIZ, J.M; TAGUE, C.. 2014. Impact of climate and land use change on water availability and reservoir management: Scenarios in the Upper Aragón River, Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment*, 493, 1222-1231.

MAES, J; LIQUETE, C; TELLER, A; ERHARD, M; PARACCHINI, M.L; BARREDO, J.I; GRIZZETTI, B; CARDOSO, A; SOMMA, F; PETERSEN, J.-E; MEINER, A; GELABERT, E.R; ZAL, N; KRISTENSEN, P; BASTRUP-BIRK, A; BIALA, K; PIRODDI, C; EGOH, B; DEGEORGES, P; FIORINA, C; SANTOS-MARTÍN, F; NARUSEVICIUS, V; VERBOVEN, J; PEREIRA, H.M; BENGTTSSON, J; GOICHEVA, K; MARTA-PEDROSO, C; SNÉALL, T; ESTREGUIL, C; SANMIGUEL-AYANZ, J; PEREZSOBA, M; GRET-REGAMEY, A; LILLEBO, A.I; MALAK, D.A; CONDE, S; MOEN, J; CZÚCZ, B; DRAKOU, E.G; ZULIAN, G; LAVALLE, C.. 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14-23.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA).. 2005. *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island, Washington, DC.

MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (MMA).. 2014. *Propuesta sobre marco conceptual, definición y clasificación de servicios ecosistémicos para el Ministerio del Medio Ambiente*. División de Información y Economía Ambiental Ministerio del Medio Ambiente de Chile. V1.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- MIRANDA, A; ALTAMIRANO, A; CAYULEA, L; LARA, A; GONZALEZ, M.. 2016. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change*, DOI 10.1007/s10113-016-1010-7.
- MIRANDA, A; ALTAMIRANO, A; CAYUELA, L; PINCHEIRA, F; LARA, A.. 2015. Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60, 20-28.
- MONTECINOS, A.. 2013. Cambio climático en la región del BíoBío: recurso agua. En: Rojas, Jorge (Ed.), *Cambio climático global: vulnerabilidad, adaptación y sustentabilidad. Experiencias internacionales comparadas*. Concepción, Chile: Editorial Universidad de Concepción, pp. 319-328.
- MOONEY, H.A; DURAIAPPAH, A; LARIGAUDERIE, A.. 2013. Evolution of natural and social science interactions in global change research programs. *PNAS*, 110(Suppl.1), 3665–3672.
- MOORE, R. Y WONDZELL, S.. 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (4), 763–784.
- NRC.. 2001. *Grand Challenges in Environmental Sciences*. Committee on Grand Challenges in Environmental Sciences. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, USA, 106 pp.
- MYERS, N.. 2003. Biodiversity hotspots revisited. *BioScience*, 53, 916-917.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- NAHUELHUAL, L; CARMONA, A; LARA, A; ECHEVERRÍA, C; GONZÁLEZ, M.E.. 2012. Land-cover change to forest plantations: proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landsc. Urban Plan*, 107, 12–20.
- NEITSCH, S.L; ARNOLD, J.G; KINIRY, J.R; WILLIAMS, J.R.. 2005. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Soil and Water Research Laboratory: Temple, TX, USA.
- OLSON, D.M Y DINERSTEIN, E.. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 199-224.
- PAVANELLI, D; CAVAZZA, C; LAVRNIĆ, S; TOSCANO, A..2019. The Long-Term Effects of Land Use and Climate Changes on the Hydro-Morphology of the Reno River Catchment (Northern Italy). *Water*, 11 (9).
- Petpongpan, C; Ekkawatpanit, C; Visessri, S; Kositgittiwong, D.. 2021. Projection of Hydro-Climatic Extreme Events under Climate Change in Yom and Nan River Basins, Thailand. *Water*, 13, 665.
- PUTUHENA, W. Y CORDERY, I.. 2000. Some hydrological effects of changing forest cover from eucalyptus to *Pinus radiata*. *Agricultural and Forest Meteorology*, Vol. 100, p.59-72.
- REFSGAARD, J.C.. 2007. Hydrological Modelling and River Basin Management; Doctoral Thesis. Faculty of Natural Science, University of Copenhagen.

- ROJAS, M.. 2012a. Estado del arte de modelos para la investigación del calentamiento global. Santiago de Chile: Informe para Opciones de Mitigación para enfrentar el Cambio Climático, MAPS Chile.
- ROJAS, M.. 2012b. Proyecciones climáticas futuras y análisis de incertidumbre. En La Economía del cambio climático en Chile. Santiago de Chile: Colección Documentos de proyectos, CEPAL.
- RUAN, H; ZOU, S; YANG, D; WANG, Y; YIN, Z; LU, Z; LI, F; XU, B.. 2017. Runoff Simulation by SWAT Model Using High-Resolution Gridded Precipitation in the Upper Heihe River Basin, Northeastern Tibetan Plateau. *Water*, 9, 866.
- SAHIN, V; HALL, M.J.. 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology*, 178 (1-4), 293-309.
- SALA, O.E; CHAPIN, F.S; ARMESTO, J.J; BERLOW, E; BLOOMFIELD, J; DIRZO, R; HUBER-SANWALD, E; HUENNEKE, L.F; JACKSON, R.B; KINZIG, A; LEEMANS, R; LODGE, D.M; MOONEY, H.A; OESTERHELD, M; POFF, N.L; SYKES, M.T; WALKER, B.H; WALKER, M; WALL, D.H.. 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- SCHULZ J.J; CAYUELA, L; ECHEVERRIA, C; SALAS, J; REY BENAYAS, J.M.. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Appl. Geogr.*, 30, 436–447.

- SEEA.. 2013. System of Environmental-Economic Accounting 2012: Experimental Ecosystem Accounting. European Commission, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations and World Bank.
- SERNAGEOMIN..1982. Servicio Nacional de Geología y Minería Mapa Geológico de Chile escala 1: 1.000.000.
- SHAWUL, A.A.; CHAKMA, S.; MELESSE, A.M..2019. The response of water balance components to land cover change based on hydrologic modeling and partial least squares regression (PLSR) analysis in the Upper Awash Basin. J. Hydrol. Reg. Stud, 26, 1–19.
- SONG, X.P., HANSEN, M.C., STEHMAN, S.V., POTAPOV, P.V., TYUKAVINA, A., VERMOTE, E.F., TOWNSHEND, J.R.. 2018. Global land change from 1982 to 2016. Nature. DOI: 10.1038/s41586-018-0411-9
- STEHR, A; AGUAYO, M; LINK, O; PARRA, O; ROMERO, F; ALCAYAGA, H.. 2010. Modelling the hydrologic response of a mesoscale Andean watershed to changes in land use patterns for environmental planning. Hydrology and Earth System Sciences, Vol. 14, Nº 10, p.1963-1977.
- TAKALA, W.; ADUGNA, T.; TAMAM, D..2016. The effects of land use land cover change on hydrological process of Gilgel Gibe, Omo Gibe Basin, Ethiopia. Int. J. Sci. Eng. Res, 7, 117–128.
- TANG, X; ZHANG, J; WANG, G; YANG, Q; YANG, Y; GUAN, T; LIU, C; JIN, J; LIU, Y; BAO, Z.. 2019. Evaluating Suitability of Multiple Precipitation Products for the Lancang River Basin. Chin. Geogr. Sci, 29, 37–57.

- TU, J.. 2009. Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA. *J. Hydrol*, 2009, 379, 268–283.
- TUO, Y; DUAN, Z; DISSE, M; CHIOGNA, G.. 2016. Evaluation of precipitation input for SWAT modeling in Alpine catchment: A case study in the Adige river basin (Italy). *Sci. Total Environ*, 573, 66–82.
- UNEP.. 2016. GEO-6 Regional Assessment for Latin America and the Caribbean. UNEP, Nairobi, Kenya. 264p.
- UNEP.. 2012. Informe GEO5: Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Medio Ambiente para el futuro que queremos. UNEP. 552p
- VAN DIJK, A.I.J.M; PEÑA-ARANCIBIA, J.L; BRUIJNZEEL, L.A.. 2012. Land cover and water yield: inference problems when comparing catchments with mixed land cover. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16 (9), 3461–3473.
- VAN LIEW, M.W; ARNOLD, J. G; BOSCH, D.D.. 2005. Problems and potential of autocalibrating a hydrologic model. *Transactions of the ASAE*, Vol. 48, N° 3, p.1025-1040.
- VITOUSEK, P.M; MOONEY, H.A; LUBCHENCO, J; MELILLO, J.M.. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- VOSE, J.M.; SUN, G; FORD, C.R; BREDEMEIER, M; OTSUKI, K, WEI, X; ZHANG, Z; ZHANG, L.. 2011. Forest ecohydrological research in the 21st century: what are the critical needs? *Ecohydrology*, 4 (2), 146–158.

- WEI, X.Y; ZHANG, M.. 2010b. Quantifying streamflow change caused by forest disturbance at a large spatial scale: a single watershed study. *Water Resources Research*, 46 (12), W12525.
- WILK, J; ANDERSSON, L; PLERMKAMON, V.. 2001. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. *Hydrological Processes*, Vol. 15, Nº 14, p.2729-2748.
- WU, J.. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecol*, 28(6), 999–1023.
- YANG, T.C; YU, P.S; CHEN, C.. 2005. Long-term runoff forecasting by combining hydrological models and meteorological records. *Hydrol. Processes*, 19, 1967-1981.
- YOU, W; JI, Z; WU, L; DENG, X; HUANG, D; CHEN, B; YU, J; HE, D.. 2017. Modeling changes in land use patterns and ecosystem services to explore a potential solution for meeting the management needs of a heritage site at the landscape level. *Ecological indicators*, 73, 68–78 p.
- ZAMORANO-ELGUETA, C; BENAYAS, J.M.R; CAYUELA, L; HANTSON, S; ARMENTERAS, D.. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 345, 10-20.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ZHAO, Q; LIU, Z; YE, B; QIN, Y; WEI, Z; FANG, S. A.. 2009. Snowmelt runoff forecasting model coupling WRF and DHSVM. *Hydrol. Earth Syst. Sci*, 13, 1897–1906.

ZHU, Q; XUAN, W; LIU, L; XU, Y.-P.. 2016. Evaluation and hydrological application of precipitation estimates derived from PERSIANN-CDR, TRMM 3B42V7, and NCEP-CFSR over humid regions in China. *Hydrol. Process*, 30, 3061–3083.

